



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE PROCESSOS



SIMULAÇÃO NUMÉRICA DA DISPERSÃO DE POLUENTES EM SOLOS. ESTUDO DE CASO: LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

TESE DE DOUTORADO

Jobsan Sueny de Sousa Santos

Campina Grande – Paraíba

Julho de 2015



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE PROCESSOS



SIMULAÇÃO NUMÉRICA DA DISPERSÃO DE POLUENTES EM SOLOS. ESTUDO DE CASO: LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Jobsan Sueny de Sousa Santos

Tese de Doutorado submetida e apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos da Universidade Federal de Campina Grande, Campus de Campina Grande, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Engenharia de Processos

Área de Concentração: Desenvolvimento de Processos

Prof. Dr. Severino Rodrigues de Farias Neto
Orientador

Prof. Dr. Antonio Gilson Barbosa de Lima
Orientador

Campina Grande – Paraíba

Julho de 2015

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

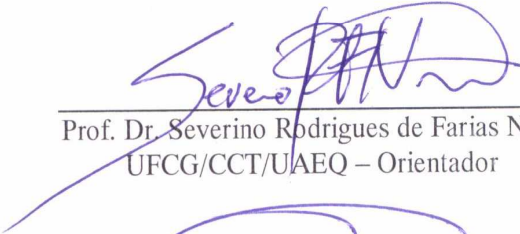
- S237s Santos, Jobsan Sueny de Sousa.
Simulação numérica da dispersão de poluentes em solos. Estudo de caso: lagoas de estabilização / Jobsan Sueny de Sousa Santos. – Campina Grande, 2015.
131 f. : il.
- Tese (Doutorado em Engenharia de Processos) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia.
"Orientação: Prof. Dr. Severino Rodrigues de Farias Neto, Prof. Dr. Antonio Gilson Barbosa de Lima".
Referências.
1. Engenharia. 2. Solo - Contaminação. 3. Lagoas de Estabilização. 4. Simulação Numérica. 5. Contaminantes - Transporte. I. Farias Neto, Severino Rodrigues de. II. Lima, Antonio Gilson Barbosa de. III. Título.

CDU 62(043)


MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA DA TESE DE DOUTORADO DE
JOBSAN SUENY DE SOUSA SANTOS APRESENTADA AO PROGRAMA DE
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PROCESSOS DO CENTRO DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA
GRANDE

Tese de Doutorado Aprovada em 31 de julho de 2015

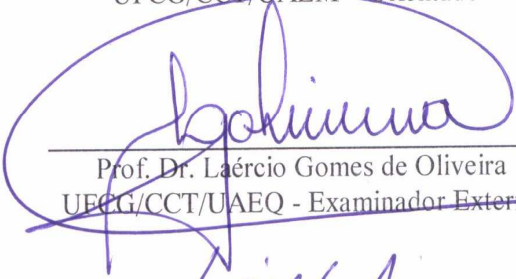
BANCA
EXAMINADORA



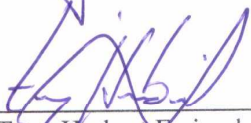
Prof. Dr. Severino Rodrigues de Farias Neto
UFCG/CCT/UAEQ – Orientador




Prof. Dr. Antonio Gilson Barbosa de Lima
UFCG/CCT/UAEM – Orientador




Prof. Dr. Laércio Gomes de Oliveira
UFCG/CCT/UAEQ - Examinador Externo



Dr. Tony Herbert Freire de Andrade
UFCG/CCT/UAEM - Examinador Interno



Profa. Dra. Fabiana Pimentel Macêdo Farias
UFCG/CDSA/UATEC – Examinadora Externa



Profa. Dra. Josedita Saraiva de Souza
FMN-CG - Examinadora Externa

DEDICATÓRIA

*Dedico este trabalho à minha mãe,
Carmelita Rosalina dos Santos, exemplo de amor
ao próximo e de paciência para enfrentar as
adversidades da vida.*

EPÍGRAFE

*“Aquele que habita no esconderijo
do Altíssimo, à sombra do Onipotente
descansará.*

*Direi do Senhor: Ele é o meu Deus, o meu
refúgio, a minha fortaleza, e nele
confiarei.”*

(Salmos 91:1,2)

AGRADECIMENTOS

A Deus, Supremo Poder e Sabedoria que rege o Universo.

Aos meus Pais, instrumentos d'Ele que possibilitaram a minha vida.

A toda minha família pelo apoio dado ao longo deste trabalho.

Aos amigos do Laboratório de Pesquisa em Fluidodinâmica e Imagem (LPFI/UAEQ) e o Laboratório Computacional de Térmica e Fluidos (LCTF/UAEM) da UFCG, em especial Tony, Morgana, Cidrônia e Daniela pela contribuição fundamental.

Aos meus orientadores Antonio Gilson e Severino Farias pelos ensinamentos e pela confiança que depositaram em mim para a realização deste trabalho.

Aos membros da banca - Prof. Dr. Laércio Gomes de Oliveira, Dr. Tony Herbert Freire de Andrade, Profa. Dra. Fabiana Pimentel Macêdo Farias e Profa. Dra. Josedita Saraiva de Souza - pelas sugestões dadas, que propiciaram um avanço na qualidade do trabalho.

Ao Laboratório de Pesquisa em Fluidodinâmica e Imagem (LPFI/UAEQ) e ao Laboratório Computacional de Térmica e Fluidos (LCTF/UAEM) da Universidade Federal de Campina Grande pela infraestrutura.

A todos aqueles que contribuíram direta e indiretamente na execução deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	14
LISTA DE SÍMBOLOS.....	15
RESUMO	17
ABSTRACT.....	18
1. INTRODUÇÃO	19
1.1 OBJETIVOS	21
1.1.1 Objetivo Geral	21
1.1.2 Objetivos Específicos	21
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	22
2.1 Dispersão	23
2.2 Advecção	24
2.3 Difusão molecular.....	26
2.4 Mecanismos químicos e atividades biológicas.....	26
2.5 Lagoas para tratamento de esgoto	27
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	28
3.1 Contaminação do solo e das águas subterrâneas	28
3.1.1 Aspectos Gerais.....	28
3.1.2 Contaminação do solo por hidrocarbonetos derivados de petróleo.....	34
3.1.3 Contaminação do solo por chorume.....	41
3.1.4 Contaminação do solo causada por vazamentos em lagoas de tratamento de esgoto.....	45
3.1.5 Contaminação do solo por metais pesados.....	49
3.1.6 O cádmio	54
3.1.7 O cobre	56

4. METODOLOGIA	58
4.1 Descrição do problema	58
4.2 Malha	61
4.3 Modelagem Matemática	63
4.4 Condições de contorno	64
4.5 Propriedades físicas	67
4.6 Casos estudados	68
4.7 Propriedades e parâmetros	69
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	72
5.1 Análise de dependência da malha.....	72
5.2 Caso da pluma de 3 anos.....	77
5.3 Caso de referência	83
5.3.1 Perfis de concentração para o cádmio	90
5.3.2 Perfis de concentração para o cobre	96
5.3.3 Perfis de pressão.....	100
5.3.4 Perfis de velocidade.....	105
5.4 Casos de 1 a 6 – Influência da velocidade de vazamento	109
5.5 Casos 7 a 12 – Influência da velocidade de entrada lateral de água.....	114
6. CONCLUSÕES.....	123
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	1254
8. REFERÊNCIAS.....	125

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Fontes de contaminação do solo e das águas subterrâneas.....	22
Figura 2.2a - Histórico da concentração.....	25
Figura 2.2b - Perfil da concentração.....	25
Figura 3.1 - Exemplo de padrões (a) espacial e (b) temporal na classificação de magnitude da pluma.....	32
Figura 3.2 - Cenário da contaminação das águas subterrâneas de unidades aquíferas não confinadas.....	35
Figura 3.3 - Comparação da solução analítica e numérica para difusão/advecção com $N_x = 70$	36
Figura 3.4 - Comparação da solução analítica e numérica para difusão/advecção com $N_x = 70$	37
Figura 3.5 -Condição de contorno para difusão e advecção bidimensional.....	37
Figura 3.6 - Pluma de contaminante resultante de uma injeção contínua de solução em um fluxo bidimensional.....	38
Figura 3.7 - Fases de Degradação dos Resíduos Sólidos.....	44
Figura 3.8 - Comparação entre os valores gerados pelo modelo matemático e os medidos em laboratório no centro do bloco – topo.....	46
Figura 3.9 – Mapa que mostra a área de estudo à sudeste da Bacia de São Bernardo ao sul da Califórnia, com os contornos potenciométrico e da pluma de perclorato.....	49
Figura 4.1 - Lagoa de estabilização vazia, com formato de tronco de pirâmide invertida.....	58
Figura 4.2 - Lagoa de estabilização.....	59
Figura 4.3 - Lagoa de estabilização evidenciando os taludes impermeabilizados....	59
Figura 4.4 - Geometria tridimensional de uma lagoa de estabilização obtida com o software ANSYS ICEM 12.0 do pacote comercial CFX [®]	60
Figura 4.5– Representação geométrica do problema.....	60
Figura 4.6– Visualização da malha gerada da lagoa de estabilização no plano YZ..	61
Figura 4.7- Detalhe para o contorno da lagoa.....	61
Figura 4.8 – Representação da Malha 1.....	62
Figura 4.9 - Representação da Malha 2.....	62

Figura 4.10 - Representação da Malha 3.....	62
Figura 4.11 - Condições de contorno.....	65
Figura 4.12 - Condições de contorno com a região do vazamento em destaque.....	65
Figura 5.1 - Campo de concentração de cádmio para a malha 1.....	73
Figura 5.2 - Campo de concentração de cádmio para a malha 2.....	73
Figura 5.3 - Campo de concentração de cádmio para a malha 3.....	74
Figura 5.4 - Campo de concentração de cádmio para a malha de referência.....	74
Figura 5.5 - Concentração de cádmio em função do tempo: comparação entre as malhas.....	75
Figura 5.6 – Concentração de cádmio em função da coordenada y: comparação entre as malhas.....	76
Figura 5.7 - Concentração de cádmio em função da coordenada z: comparação entre as malhas.....	77
Figura 5.8 - Pluma de cádmio depois de 3 anos de vazamento.....	78
Figura 5.9 – Localização dos pontos considerados para a plotagem dos gráficos.....	78
Figura 5.10 – Variação da concentração do cádmio com o tempo para várias profundidades na coordenada z = 50 m.....	79
Figura 5.11 – Variação da concentração de cádmio com o tempo para várias distâncias e na coordenada y = 193 m (profundidade de 7 m.....	80
Figura 5.12 - Visualização, na pluma, da linha considerada na Figura 5.15.....	81
Figura 5.13 - Concentração de cádmio em função da coordenada y, para uma linha z constante e igual a 50m.....	81
Figura 5.14 – Visualização, na pluma, das linhas consideradas na Figura 5.17.....	82
Figura 5.15 – Concentração de cádmio em função da coordenada z, para várias linhas y constantes (90;170;180;190;198)m.....	83
Figura 5.16 – Avanço da pluma de cádmio com o tempo.....	84
Figura 5.17 – Avanço da pluma de cobre com o tempo.....	86
Figura 5.18 – Quadro comparativo entre as plumas de cádmio e de cobre para os tempos de 0, 5, 10, 20 e 30 anos.....	88
Figura 5.19 – Visualização da pluma do cádmio para o caso de referência depois de 34 anos de vazamento.....	90
Figura 5.20 – Visualização, na pluma, dos pontos considerados na Figura 5.21.....	91
Figura 5.21 – Evolução da concentração de cádmio em função do tempo, em	

diferentes pontos no interior da pluma.....	92
Figura 5.22 – Visualização, na pluma, das linhas considerados na Figura 5.23.....	93
Figura 5.23 – Perfil de concentração de cádmio em função da coordenada y no solo em diferentes valores da coordenada z (50; 150; 250; 350; 450).....	93
Figura 5.24 – Perfil da pluma de cádmio com a indicação das linhas consideradas na Figura 5.25.....	94
Figura 5.25 – Perfil de concentração de cádmio em função da coordenada z para diferentes coordenadas y (90; 170;180;190;198).....	95
Figura 5.26 – Fenômenos da dispersão numérica e oscilação numérica.....	95
Figura 5.27 - Pluma de contaminação do solo por cobre para 34 anos depois do início do vazamento (caso de referência).....	96
Figura 5.28 – Perfil da pluma de cobre com a indicação dos pontos.....	97
Figura 5.29 - Evolução da concentração de cobre em função do tempo em diferentes pontos para o caso de referência.....	97
Figura 5.30 – Visualização das linhas consideradas na Figura 5.31.....	98
Figura 5.31 - Perfil de concentração de cobre em função da coordenada y para diferentes valores de z (50;150;250;350;450)m.....	98
Figura 5.32 – Linhas horizontais consideradas para a análise da concentração em função da coordenada z.....	99
Figura 5.33 – Perfil de concentração de cobre em função da coordenada z para diferentes valores de y (90;170;180;190;198)m.....	100
Figura 5.34 - Contorno de pressão.....	101
Figura 5.35 – Pontos considerados para a plotagem do gráfico da Figura 5.36.....	101
Figura 5.36 - Pressão em função do tempo de contaminação.....	102
Figura 5.37 – Linhas consideradas para a análise da pressão ao longo de cada linha vertical.....	103
Figura 5.38 - Pressão em função da coordenada y.....	103
Figura 5.39 – Linhas consideradas para a análise da pressão ao longo de cada linha horizontal.....	104
Figura 5.40 - Pressão em função da coordenada z.....	104
Figura 5.41 – Contorno de velocidade.....	105
Figura 5.42 – Contorno de velocidade com os pontos escolhidos.....	105
Figura 5.43 – Evolução da velocidade com o tempo para os pontos escolhidos a	

uma mesma altura.....	106
Figura 5.44 – Linhas consideradas para a análise do gráfico da Figura 5.45.....	106
Figura 5.45– Variação da velocidade com a coordenada y.....	107
Figura 5.46 – Linhas consideradas para a análise do gráfico da Figura 5.47.....	108
Figura 5.47 – Variação da velocidade com a coordenada z.....	108
Figura 5.48 – Plumas de contaminação depois de 34 anos de vazamento para o cádmio e o cobre - casos 1 a 6.....	109
Figura 5.49 – Concentração de cádmio em função do tempo para um ponto comum aos casos 1, 3 e 6.....	111
Figura 5.50 – Concentração de cobre em função do tempo para um ponto comum aos casos 1, 3 e 6.....	112
Figura 5.51 – Concentração de cádmio em função da coordenada y.....	113
Figura 5.52 – Concentração de cádmio em função da coordenada z.....	114
Figura 5.53 - Plumas de contaminação para o cádmio e o cobre para os casos de 7 a 12 para 34 anos de vazamento.....	115
Figura 5.54 - Plumas de contaminação por cádmio referentes aos casos 7, 8, 10 e 12 com a localização do ponto 1, de coordenadas (0;190;50).....	117
Figura 5.55 - Concentração de cádmio em função do tempo para um ponto comum aos casos 7, 8, 10 e 12.....	118
Figura 5.56 - Plumas de contaminação por cobre referentes aos casos 7, 8, 10 e 12 com a localização do ponto 1, de coordenadas (0;190;50).....	119
Figura 5.57 - Concentração de cobre em função do tempo para um ponto comum aos casos de 7, 8, 10 e 12.....	120
Figura 5.58 - Concentração de cádmio em função da coordenada y para os casos 7 a 12.....	121
Figura 5.59 - Concentração de cádmio em função da coordenada z para os casos 7 a 12.....	122

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Sistema de Classificação da magnitude da pluma com exemplos de impactos.....	31
Tabela 3.2 - Aplicações do cádmio.....	55
Tabela 4.1 – Descrição da condição de contorno de vazamento.....	66
Tabela 4.2 – Parâmetros físico-químicos dos contaminantes.....	68
Tabela 4.3 - Casos analisados: dependência da malha.....	68
Tabela 4.4 - Casos analisados para a influência da velocidade de vazamento.....	69
Tabela 4.5 – Casos analisados para a influência da velocidade de entrada.....	69
Tabela 4.6 - Parâmetros e propriedades para o caso de referência.....	70
Tabela 4.7 – Configurações de entrada do CFX-Pre.....	71

LISTA DE SÍMBOLOS

Letras Latinas

A'	Vetor área disponível para o escoamento	$[m^2]$
A	Vetor área de uma superfície de controle planar infinitesimal	$[m^2]$
C	Concentração	$[kg\ m^{-3}]$
C_o^{Cd}	Concentração inicial de cádmio	$[kg\ m^{-3}]$
C_o^{Cu}	Concentração inicial de cobre	$[kg\ m^{-3}]$
D_{AB}	Coefficiente de difusão do soluto A no solvente B	$[cm^2\ s^{-1}]$
D_{AB}^0	Coefficiente de difusão do soluto A, em concentrações muito baixas, no solvente B	$[cm^2\ s^{-1}]$
i	Gradiente hidráulico	$[-]$
k	permeabilidade	$[m^2]$
K	Condutividade hidráulica	$[m\ s^{-1}]$
\mathbf{K}	Tensor porosidade de área	$[-]$
M_B	Massa molar do solvente B	$[g\ mol^{-1}]$
p	Pressão	$[Pa]$
R	Fator de retardamento	$[-]$
S	Termo-fonte	$[kg\ m^{-2}\ s^{-2}]$
S_M	Fonte de momento	$[kg\ m^{-2}\ s^{-2}]$
t	Tempo	$[anos]$
T	Temperatura	$[K]$
v	Velocidade intersticial do fluido	$[m\ s^{-1}]$
v	Componente de velocidade na direção y	$[m\ s^{-1}]$
w	Componente de velocidade na direção z	$[m\ s^{-1}]$
\bar{v}	Velocidade média	$[m\ s^{-1}]$
v_e	Velocidade de entrada de água (percolação/infiltração)	$[m\ s^{-1}]$
v_{vaz}	Velocidade de vazamento	$[m\ s^{-1}]$
V'	Volume disponível para o fluxo em uma célula de controle infinitesimal	$[m^3]$
V	Volume físico da célula	$[m^3]$
V_A	Volume molar do soluto A	$[cm^3\ mol^{-1}]$
x	Coordenada axial	$[m]$

Letras gregas

γ	Porosidade volumétrica	[-]
δ	Delta de Kronecker	[-]
μ_B	Viscosidade do solvente B	[cP]
μ_e	Viscosidade efetiva	[cP]
ρ	Mássica específica	[kg m ⁻³]
v	Velocidade de Darcy	[m s ⁻¹]
φ	Fator de associação do solvente B	[-]
Φ	porosidade	[-]

RESUMO

A contaminação do solo e das águas subterrâneas é uma preocupação crescente, visto as atividades que a desencadeiam estarem em processo de crescimento acelerado. Como exemplo, pode-se citar o vazamento em lagoas de estabilização. Tal vazamento pode se dar por rachaduras ou fissuras na base da lagoa, as quais podem estar localizadas ou distribuídas. Visando contribuir com a remediação dos locais atingidos pelos contaminantes e utilizando a fluidodinâmica computacional, neste trabalho realizou-se um estudo do transporte de tais contaminantes no solo que fica logo abaixo de uma lagoa de estabilização genérica. Para tal fim, utilizou-se a técnica dos volumes finitos e a modelagem do escoamento em meios porosos usando o pacote computacional ANSYS CFX[®] 12. Gerou-se uma malha estruturada bidimensional e realizaram-se as simulações considerando regime laminar, meio isotrópico, solo saturado, escoamento monofásico e isotérmico. Apesar da existência de trabalhos experimentais e/ou numéricos que apresentam o comportamento da pluma ou a variação da concentração do contaminante com o tempo, nenhum apresenta ao mesmo tempo as duas possibilidades de resultados e de forma rápida, já que as simulações duraram apenas uma hora, em média. Analisando-se os perfis de concentração dos poluentes considerados (cádmio e cobre) com a distância longitudinal e com a profundidade obteve-se uma boa concordância com o observado na literatura. O mesmo pode ser afirmado com relação ao histórico de concentração do cádmio e do cobre. Assim, além de visualizar o alcance da pluma devido à simulação, pôde-se determinar em quanto tempo ela ocorreria, de forma a fornecer um subsídio maior aos processos de remediação.

Palavras-chave: meio poroso, transporte de contaminantes, fluidodinâmica computacional, lagoas de estabilização.

ABSTRACT

Contamination of soil and groundwater is a growing concern, as the activities that trigger are in process of accelerated growth. For example, can cite the leak stabilization ponds. Such leaks can occur for cracks or breaks in the pond base, which may be located or distributed. To contribute to remediation of sites affected by contaminants and using the computational fluid dynamics, this paper carried out a transport study of such contaminants in soil which is just below a general stabilization pond. To this end, we used the technique of finite volume and modeling of flow in porous media using the ANSYS CFX[®] 12 computational package. Generated a two-dimensional structured network and realized the simulations considering laminar flow, isotropic medium, saturated soil, single-phase flow and isothermal. Despite the existence of experimental and / or numerical studies show that the plume behavior or variation of the contaminant concentration with time, none has simultaneously both possibilities result and quickly, since the simulation lasted one hour on average. Analyzing the concentration profiles of the considered pollutants (cadmium and copper) with the longitudinal distance and the depth we obtained a good agreement with data from the literature. The same can be said regarding history of cadmium and copper. So in addition to viewing the scope of plume due to simulation, it was possible to determine how long it would take place in order to provide greater subsidy to remediation processes.

Keywords: porous media, contaminant transport, computational fluid dynamics, stabilization ponds

1. INTRODUÇÃO

A preocupação com o meio ambiente ultrapassa os limites do discurso de ecologistas e é motivo de debates em todas as esferas da sociedade – desde os altos escalões das grandes empresas até os lares mais humildes. Apesar dos modismos e os jogos de interesses que circundam o tema, ele é de fundamental importância e precisa ser visto como um aliado do desenvolvimento econômico, premissas nas quais se baseia o tão falado desenvolvimento sustentável. Para isso, necessita-se cada vez mais de estudos e pesquisas nessa área tendo em vista o objetivo tripartite: homem, desenvolvimento econômico e preservação ambiental. Esta última, por sua vez, vai privilegiar o próprio homem na medida em que proporciona, como consequência, ar puro, águas limpas e solos férteis.

Devido à mobilidade dos contaminantes nas águas superficiais, esse tipo de poluição vem sendo estudado há muito tempo; no entanto, a contaminação do solo e das águas subterrâneas vem despertando cada vez mais o interesse dos cientistas, das empresas e governos, visto que essa contaminação se dá de forma crescente devido à expansão populacional em cadeia com a necessidade de consumo e consequentemente, do aumento das atividades industriais.

Deste modo, são atividades desenvolvidas pela população e que podem provocar contaminação do solo e das águas superficiais: (i) a aplicação de defensivos agrícolas ou de fertilizantes, os quais podem ser carregados para as águas superficiais ou subterrâneas, com riscos para o homem e outros animais; (ii) a disposição de resíduos sólidos; (iii) dejetos de animais; (iv) lançamento de esgotos domésticos ou industriais no solo que, por meio de práticas inadequadas ou mesmo o uso de sistemas de tratamento, a exemplo de lagoas de estabilização ou de outras técnicas de aplicação de resíduos líquidos no solo, pode resultar no carreamento de impurezas para águas superficiais ou subterrâneas, poluindo-as.

As lagoas de estabilização são unidades especialmente construídas com a finalidade de tratar efluentes domésticos ou industriais pela ação de microrganismos naturalmente presentes no meio; podem ser construídas por meio de escavações diretas no solo ou pela formação por diques de terra, porém o solo de fundação da mesma deve ser devidamente compactado e os diques impermeabilizados, para evitar a infiltração de líquidos contaminados no solo e colocar em risco a qualidade das águas subterrâneas (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

A descrição de como a frente de avanço dos poluentes líquidos se desloca é de fundamental importância para saber se a mesma atingirá ou não o lençol freático, em quanto tempo e em que concentração. Interessa, assim, conhecer a extensão do dano, para que se adotem as medidas de remediação ambiental. O poluente em contato com o solo permeia a zona insaturada proporcionando uma frente de avanço que pode contaminar a região saturada sendo, portanto, necessário a remediação dos solos e aquíferos. Estas atividades podem ser realizadas em posições e tempos inapropriados devido à falta de conhecimento da distribuição espacial do poluente (DELLEUR, 1999; GÜNTHER, 2005; FAVERO *et al.*, 2007). Neste sentido, a fluidodinâmica computacional, aliada ao conhecimento dos mecanismos de transporte dos contaminantes no solo (difusão, advecção, dispersão) e ao grau de saturação, passa a ser uma ferramenta importantíssima para fornecer informações que poderão auxiliar numa estimativa do prejuízo ambiental causado pelo vazamento da lagoa de estabilização. Estas informações são, por exemplo, os campos de velocidade, pressão, concentração da substância, a frente de avanço do poluente tanto na horizontal como na vertical, em duas ou três dimensões, atingida pelo poluente no solo em função do tempo. Tais informações ajudarão na estimativa dos danos ambientais causados e a partir daí, auxiliarão no desenvolvimento de novas técnicas de remediação de solos e de aquíferos.

Além disso, a fim de se estudar o transporte de contaminantes no solo é de grande importância o conhecimento de propriedades básicas do solo e dos fluidos nele contidos, tais como porosidade, permeabilidade, saturação dos fluidos, capilaridade, etc. Estas propriedades possibilitam a medida do espaço entre os grãos que constituem as rochas, as quantidades destes fluidos existentes no meio poroso, a forma como estão distribuídos e a capacidade de se moverem.

Dessa forma, torna-se possível verificar o avanço da contaminação provocada por vazamentos em lagoas de estabilização, se a mesma atingirá o lençol freático e em quanto tempo. Este trabalho, ao avaliar numericamente a distribuição de concentração dos poluentes com o espaço e com o tempo, oriunda do vazamento em uma lagoa de estabilização, fornecerá subsídios aos processos de remediação de solos ao indicar a região mais fortemente contaminada e o período em que tal contaminação se observaria. Além disso, pode-se alterar o contaminante, sua quantidade e suas propriedades, de forma que este trabalho servirá como referência para as pesquisas na área.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Estudar numericamente a frente de contaminação proveniente de vazamentos e infiltrações nos solos de fundação em lagoas de tratamento de esgoto visando avaliar os riscos de contaminação dos solos e aquíferos.

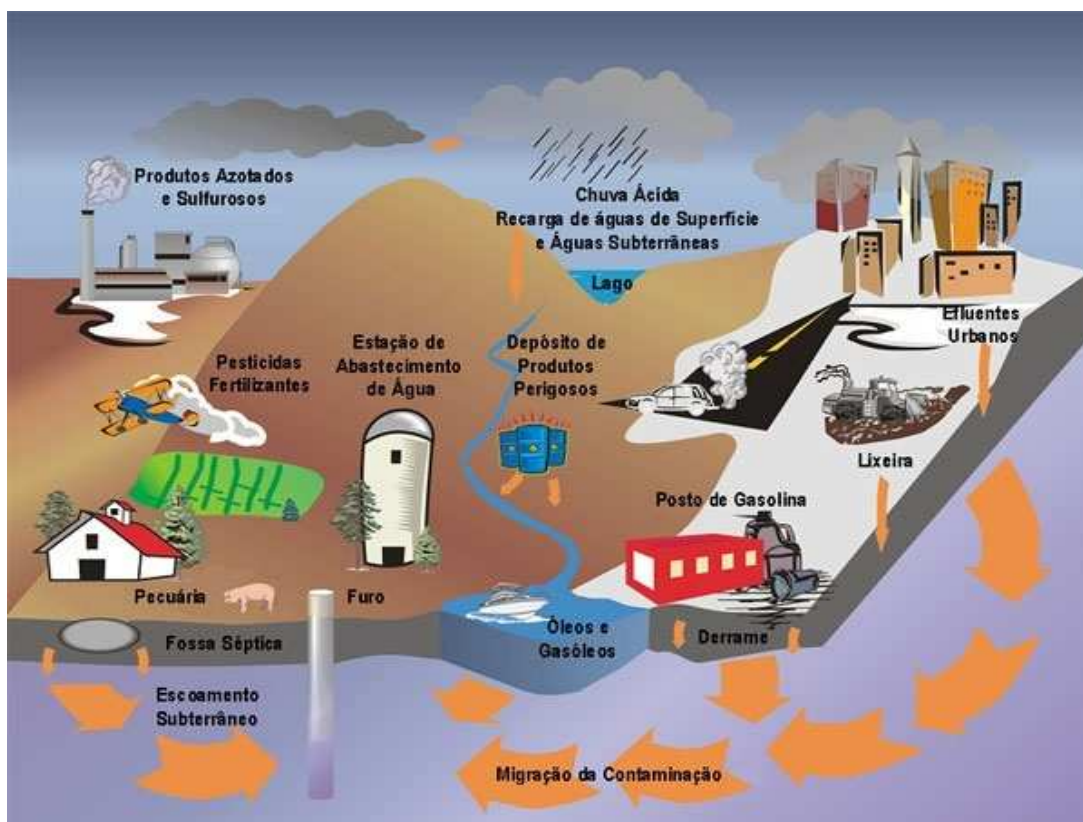
1.1.2 Objetivos Específicos

- Definir um modelo matemático capaz de prever o processo de dispersão de poluentes no solo proveniente do vazamento de lagoas de tratamento de esgotos;
- Realizar diferentes simulações variando-se a velocidade de entrada do contaminante, a velocidade de entrada lateral de água e a concentração de poluentes no ponto de vazamento.
- Analisar os campos de velocidade, de pressão e de concentração dos contaminantes decorrente do vazamento da lagoa de estabilização;

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A urbanização, entre outros aspectos, pode reduzir a recarga subterrânea e contribuir para a poluição subterrânea oriunda dos aterros sanitários, dos sistemas de esgotamento sanitário com vazamentos, das fossas sépticas, entre outras fontes (FREIRE *et al*, 1998). Na Figura 2.1 é representada uma ilustração de diferentes fontes de contaminação do solo e de águas subterrâneas.

Figura 2.1- Fontes de contaminação do solo e das águas subterrâneas.



Fonte: Disponível em

http://www.lneg.pt/CienciaParaTodos/edicoes_online/diversos/agua_subterranea/texto
Acesso em 13/09/2012 16:45 h

A Resolução CONAMA N° 420/2009 dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Em seu *caput*, a mesma informa o seguinte:

“ ... a existência de áreas contaminadas pode configurar sério risco à saúde pública e ao meio ambiente”

“É necessário prevenir a contaminação do subsolo e das águas subterrâneas, que são bens públicos e reservas estratégicas para o abastecimento público e o desenvolvimento ambientalmente sustentável”.

“Deverá haver procedimentos e critérios integrados entre os órgãos das três esferas do poder público, em conjunto com a sociedade civil organizada, para o uso sustentável do solo, de maneira a prevenir alterações prejudiciais que possam resultar em perda de sua funcionalidade”.

No artigo 4º, a Resolução N° 420/2009 estabelece que as diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas abrangem o solo e o subsolo, com todos os seus componentes sólidos, líquidos e gasosos. No artigo 6º, inciso V a mesma define *contaminação* como “ a presença de substâncias químicas no ar, água ou solo, decorrentes de atividades antrópicas, em concentrações tais que restrinjam a utilização desse recurso ambiental para os usos atual ou pretendido, definidas com base em avaliação de risco à saúde humana, assim como aos bens a proteger, em cenário de exposição padronizado ou específico”;

De acordo com o artigo 7º, a avaliação da qualidade do solo, quanto à presença de substâncias químicas, deve ser efetuada com base em Valores Orientadores de Referência de Qualidade, de Prevenção e de Investigação, parâmetros estes definidos na mesma resolução.

O artigo 15 observa que as concentrações de substâncias químicas no solo resultantes da aplicação ou disposição de resíduos e efluentes, observada a legislação em vigor, não poderão ultrapassar os respectivos valores de prevenção (VP's), definido como sendo a concentração limite da substância no solo, tal que o solo seja capaz de sustentar as suas funções principais.

2.1 Dispersão

A dispersão é um fenômeno que ocorre em canais individuais, a partir do desenvolvimento de velocidades médias diferentes, devido às variações das dimensões dos poros ao longo das linhas de fluxo e do desvio da trajetória das partículas em decorrência da tortuosidade, reentrâncias e interligações entre os canais (BEAR, 1972).

Chen *et al.* (2012) desenvolveram um modelo matemático para descrever as distribuições de concentração temporal e espacial adimensionais devidas à injeção

contínua de um soluto em um sistema aquífero confinado radial de duas zonas. A presente solução foi aplicada para investigar os efeitos da camada sobre as distribuições das concentrações temporais e espaciais. As diferenças nas concentrações entre os casos afetados pela camada e os não-afetados tornam-se menos significativos em um tempo maior, mas são muito mais notáveis quando a dispersividade na zona de formação do aquífero é grande. Além disso, pode haver uma súbita alteração na inclinação da distribuição de concentração na interface entre a zona da camada e a zona de formação. Um aquífero com uma dispersividade menor na zona de formação apresentou um menor deslocamento da pluma.

Hunt *et al.* (2011) consideram uma derivação completamente microscópica dos parâmetros de transporte relevantes, desenvolvendo uma teoria geral da dispersão de solutos em meios porosos. Segundo eles, a dispersão é a junção de velocidades que variam espacialmente (advecção) com a difusão microscópica e a dispersividade é a relação do segundo para o primeiro momento da distribuição espacial do soluto. O espalhamento observado do soluto excede claramente aquele atribuível ao movimento molecular; assim, o termo laplaciano na ADE (do inglês, *advection-dispersion equation* – equação de advecção-dispersão) foi redefinido como dispersão hidrodinâmica e a variação da pluma de soluto deve aumentar linearmente com o tempo e a distância. Os resultados obtidos por HUNT *et al.* (2011) mostram que apenas cerca de 3% dos mais de 2000 resultados experimentais estão fora da faixa de previsão, até mesmo se os processos difusivos forem desprezados. As funções que descrevem o comportamento do soluto são definidas tipicamente sob condições de estado estacionário.

A velocidade do soluto é uma função decrescente com o tempo. Em particular, a partir de profundidades de 50 a 100 cm, a dispersividade longitudinal aumentou de 1,2 para 2,5 cm, considerando que a velocidade aparente do soluto diminuiu por um fator de quase 2, como estimado. HUNT *et al.* (2011) obtiveram também que, especialmente sobre distâncias maiores, a velocidade média do soluto deve ser menor que a velocidade média do escoamento.

2.2 Advecção

Mecanismo de transporte ocasionado pelo fluxo de fluido; os contaminantes presentes na mesma se movem na direção das linhas de fluxo, sem alterar sua

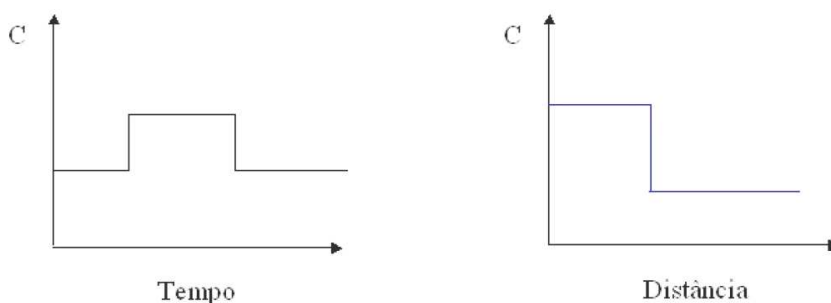
concentração na solução, com uma velocidade que, em princípio, é igual à velocidade média linear da água.

Vasconcelos (2008) define advecção como sendo o mecanismo de transporte que possibilita a migração do soluto devido ao escoamento do fluido no qual ele está dissolvido, sem movimento relativo entre as partículas do soluto e da solução.

O fluxo advectivo é dado pelo produto entre a velocidade do fluido e a concentração do soluto. A solução da equação do transporte advectivo fornece uma frente de contaminação definida, de acordo com o mostrado nas Figuras 2.2a e 2.2b.

Figura 2.2 -(a) Histórico da concentração

(b) Perfil da concentração.



Para uma dimensão a equação de transporte advectivo é dada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.1)$$

onde C é a concentração do soluto na solução (kg m^{-3}), v é a velocidade intersticial do fluido (m s^{-1}) e t é o tempo (s).

É necessário conhecer a velocidade intersticial do fluido (v), que é considerada a variável principal na análise de contaminação em um meio poroso (VASCONCELOS, 2008).

Henry Darcy, engenheiro hidráulico, publicou em 1856 o seu experimento onde analisava a velocidade de percolação da água através de um filtro de areia, observando que a velocidade média era proporcional ao gradiente hidráulico, expressando a equação que ficou conhecida como equação de Darcy:

$$\bar{v} = K \cdot i \quad (2.2)$$

onde \bar{v} é a velocidade média, ou velocidade de Darcy (m s^{-1}); k é a condutividade hidráulica (m s^{-1}) e i é o gradiente hidráulico (adimensional). A equação de Darcy tem maior confiabilidade quando aplicada a solos granulares e é válida apenas para escoamentos laminares.

2.3 Difusão molecular

Em sua revisão bibliográfica, COELHO *et al.* (2003) informam que a difusão molecular é um fenômeno decorrente dos gradientes de concentração. O soluto em água desloca-se de uma área de maior concentração para uma área de menor concentração. Este fenômeno ocorre independentemente da velocidade do fluido, mas é acentuado pela turbulência resultante dos mecanismos de mistura mecânica. Os processos de difusão molecular e dispersão mecânica ocorrem juntos impreterivelmente no fluxo de água pelo solo. Sua combinação define o coeficiente de dispersão hidrodinâmica, D . A dispersão hidrodinâmica é o aspecto macroscópico dos movimentos das moléculas e íons dissolvidos e dos vários fenômenos físicos e químicos que ocorrem dentro dos poços.

2.4 Mecanismos químicos e atividades biológicas

Os processos dependem do solo e da solução contaminante e são denominados genericamente de sorção. De acordo com COELHO *et al.* (2003), geralmente as reações químicas causam um retardamento do fenômeno de transporte de poluentes em solos. As reações de adsorção-dessorção e precipitação-dissolução podem causar uma transferência real de poluente da fase líquida para a fase sólida. Por outro lado, as reações de óxido-redução, complexação e quelação podem atuar afetando a disponibilidade dos poluentes para os processos de transferência ou alterando a forma do poluente, aumentando ou diminuindo seus efeitos de contaminação.

As atividades biológicas podem atuar em processos de transferência ou como processo de óxido-redução. Em geral, transferências para a fase sólida não são permanentes e alterações do ambiente químico do solo podem resultar num aumento da mobilidade de poluentes transferidos para a fase sólida (NOBRE, 1987, citado por COELHO *et al.*, 2003).

O fator de retardamento corresponde à grandeza que quantifica os fenômenos de sorção em solos, definida como sendo a razão entre as velocidades do fluido percolante e da frente de contaminação. O valor do fator de retardamento pode ser retirado diretamente da curva característica de transporte obtida a partir de ensaios de coluna realizados em laboratório. É usado para avaliar a capacidade de retenção do solo e é uma característica do solo em relação a uma determinada substância, dependendo de:

- Atividade do solo;
- Concentração inicial da substância na solução contaminada
- pH da solução
- Temperatura
- Velocidade de percolação

2.5 Lagoas para tratamento de esgoto

A estabilização ou mineralização da matéria orgânica é a transformação de moléculas orgânicas complexas, tais como proteínas, hidratos de carbono, glicídios etc – consideradas instáveis – em moléculas mais simples (CO_2 , H_2O , NH_3 , PO_4^{3-} e outras). Os maiores responsáveis pela mineralização da matéria orgânica na natureza são os microrganismos decompositores (bactérias e fungos), chamados de organismos heterótrofos. Estes buscam, nas substâncias em decomposição, a fonte de energia para seus processos vitais de respiração e síntese (reprodução), consumindo oxigênio. Por outro lado, os vegetais e alguns organismos autótrofos encarregam-se de utilizar as substâncias simples supracitadas, transformando-as novamente em substâncias complexas, consumindo CO_2 e gerando oxigênio, os quais entram novamente na cadeia alimentar e dão início a um novo ciclo.

As lagoas aeradas surgiram da necessidade de se diminuir a área necessária para o tratamento, quando comparadas, por exemplo, com as lagoas de estabilização. Ao se fazer a aeração da lagoa, o oxigênio necessário às reações metabólicas dos microrganismos responsáveis pelo tratamento é suprida artificialmente, como no caso dos lodos ativados. As lagoas aeradas de mistura completa funcionam como reatores aeróbios de mistura completa, porém sem recirculação de lodo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Contaminação do solo e das águas subterrâneas

3.1.1 Aspectos gerais

De acordo com FREIRE *et al.* (1998), a Lei Federal nº 9433/97, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, impulsionou a gestão de recursos hídricos no Brasil, tendo como instrumentos a outorga do direito de uso dos recursos hídricos, o enquadramento dos corpos de água, a cobrança pelo uso da água e os planos de recursos hídricos. Não contam com planos de recursos hídricos nove estados: Amazonas, Pará, Amapá, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Rondônia, Maranhão, Espírito Santo (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2013).

Os poluentes atingem as águas subterrâneas por meio das mais variadas atividades humanas: agricultura (uso de agrotóxicos), mineração (uso de metais pesados, principalmente), energia nuclear, disposição inadequada de resíduos sólidos em lixões ou aterros controlados, lançamento *in natura* de efluentes domésticos e/ou industriais no solo. Há também a provável contaminação dos solos de fundação de lagoas de estabilização devido a vazamentos provocados por fissuras nas mesmas.

Muitas vezes as atividades humanas causam ou agravam problemas do solo, incluindo a erosão e o esgotamento de minerais. RODRIGUES e DUARTE (2003) relatam que o uso do solo, as atividades resultantes do crescimento urbano, a extração de recursos e o aterro de resíduos são alguns dos processos que podem provocar impactos no solo e contaminar as águas subterrâneas. A existência de regiões contaminadas representa uma ameaça real para a população e ecossistema, podendo esta contaminação atingir distâncias significativas em consequência da mobilidade dos diferentes contaminantes e pela interação solo/águas subterrâneas por efeitos de percolação/lixiviação desses contaminantes.

De acordo com COSTA (2002), à medida que ocorre o transporte de contaminantes no solo, diversos fatores relacionados ao fluido percolante, ao próprio solo e às condições ambientes, influenciam o processo de migração e retenção. Dentre estes fatores pode-se destacar o tipo de solo, a mineralogia, a capacidade de troca catiônica, as espécies de cátions adsorvidos, a velocidade de percolação, o teor de

matéria orgânica, a concentração do contaminante, a presença de outras substâncias na solução percolante, as condições hidrogeológicas, a temperatura e o pH do meio.

Petts e Eduljee (1994) destacam dois tipos de impacto sobre o solo: a) perturbação física com alterações na sua estrutura; b) efeitos poluentes provocados pela adição ou remoção de substâncias ou calor.

Acerbi (2010) estudou o fluxo do líquido contaminante proveniente de lagoas de estabilização por duas vias, a numérica e a experimental. O modelo confirmou a existência da contaminação do solo, o tempo em que a pluma de contaminação vai começar a se formar e o seu alcance com o tempo; no entanto, não há dados de concentração de poluentes. Ele observou também que, a longo prazo, toda a carga de contaminação atingirá o lençol freático, contaminando a água que abastece os rios e córregos locais.

Favero *et al.* (2007) desenvolveram um software com o objetivo de simular a dispersão de poluentes líquidos em solos a partir de um modelo matemático baseado nos princípios de conservação de massa e transporte de poluentes em meios porosos. Ao mesmo tempo, realizaram experimentos em laboratório de forma que se conseguisse acompanhar a frente de avanço do poluente de modo visual. Usou-se a gasolina como poluente, por ela levar em sua composição as substâncias que formam o BTEX – benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos – altamente tóxicas para o ser humano; avaliou-se a dispersão dos mesmos no solo e a consequente contaminação dos aquíferos, sendo a areia o meio poroso. Foram realizados três experimentos: difusão e advecção unidimensional, difusão unidimensional horizontal e advecção e difusão bidimensional. No último caso, utilizaram-se duas chapas paralelas de vidro, cujo espaço intersticial foi preenchido por areia. A fim de verificar a evolução da frente de avanço do poluente com o tempo foram tiradas várias fotos em sequência. Estes pesquisadores verificaram ainda boa concordância entre os resultados experimentais e os simulados, de modo que o código computacional desenvolvido foi capaz de prever a extensão da área afetada bem como os níveis de concentração do poluente. Ainda segundo os autores, o software pode ser empregado também na estimativa das propriedades de transporte de diferentes poluentes em diferentes tipos de solos, parâmetros difíceis de serem encontrados na literatura.

Wiesinieski (2009) estudou os sedimentos das lagoas de decantação formadas pelo percolado de um aterro controlado e o solo perto do local de despejo do efluente

final. Foram realizadas análises de pH, carbono orgânico, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, nitrogênio total, relação carbono-nitrogênio, potássio, fosfato, teor de argila, areia e silte; determinaram-se também as concentrações de cobre, cromo, ferro, manganês, níquel, prata, chumbo e zinco ligados a carbonatos, matéria orgânica, óxidos de ferro e manganês. Foram detectados teores elevados de Mn, Fe, Cr, Ag, Ni, Cu no sedimento das lagoas em algumas frações dos pontos de coleta, principalmente na fração total, evidenciando o risco ao meio ambiente e à população.

Frankfurt (2008) simulou o transporte de massa e quantidade de movimento do soluto traçador em uma salmoura de concentração inicial 6% (em massa) em um meio poroso com o objetivo de verificar o comportamento de um soluto (cloreto de sódio NaCl) em um meio poroso isotrópico (areia) e comparou os resultados com um experimento realizado numa caixa de areia. A simulação foi feita no software ANSYS CFX 11.0 considerando uma geometria na forma de paralelepípedo. O autor observou que a vazão mássica de salmoura aumenta da entrada até a saída; por outro lado, sua fração mássica cai três ordens de grandeza neste trajeto. Próximo à entrada, o mecanismo predominante de transporte é o dispersivo; à medida que a salmoura afasta-se da entrada, prevalece a convecção. Baseado no trabalho de MACINTYRE *et al.* (1991), FRANKFURT (2008) montou a caixa de areia efetuando alguns testes com a adição de uma solução de salmoura a uma concentração de 2000 ppm na superfície da areia saturada com água com o auxílio de uma agulha. A salmoura foi injetada com uma agulha na superfície superior da areia. A concentração de NaCl, até 8h de experimento, diminuiu à medida em que se afastou do ponto de injeção. A partir de 8h de experimento, as concentrações do NaCl se estabilizaram em valores baixos, com exceção dos dois pontos mais afastados do ponto de injeção. Segundo FRANKFURT (2008) houve boa concordância entre os dados experimentais e os simulados. As discrepâncias aumentam com o afastamento dos pontos da injeção.

Newell *et al.* (2011) propuseram um sistema de classificação de magnitude da pluma baseada na descarga de massa, que é dada pela relação entre a massa e tempo, definição anteriormente dada na literatura para fluxo de massa. A base para este sistema de classificação da grandeza da pluma é a faixa observada de vazões mássicas da pluma a partir de um banco de dados com 40 locais. Nesse banco de dados, as medidas de vazão mássica variam de 0,00078 g/dia até 56 000 g/dia. Assim, devido a esta faixa se estender por oito ordens de grandeza, propôs-se um sistema de classificação de ordem

de grandeza com 10 categorias. A descarga de massa foi proposta para uma variedade de fins, incluindo:

- a avaliação dos processos de atenuação;
- a priorização de locais;
- a avaliação dos impactos potenciais e
- a avaliação do desempenho de remediação

De acordo com NEWELL *et al.* (2011), os esforços tradicionais de remediação têm sido baseados em investigações no local em que normalmente se concentram os dados em concentração química e fluxo de subsuperfície. No entanto, um número crescente de grupos de pesquisa e da indústria sugere que combinar contaminantes e hidrologia em uma medida de descarga de massa pode fornecer informações importantes sobre o comportamento da pluma. A descarga de massa é uma medida simples e importante para caracterizar um local porque ela representa uma integração de ambas as propriedades hidráulicas e de distribuição do contaminante. Para exemplificar, é ilustrado na Tabela 3.1 um sistema de classificação da magnitude da pluma, com ilustração na Figura 3.1.

Tabela 3.1 – Sistema de classificação da magnitude da pluma com exemplos de impactos.

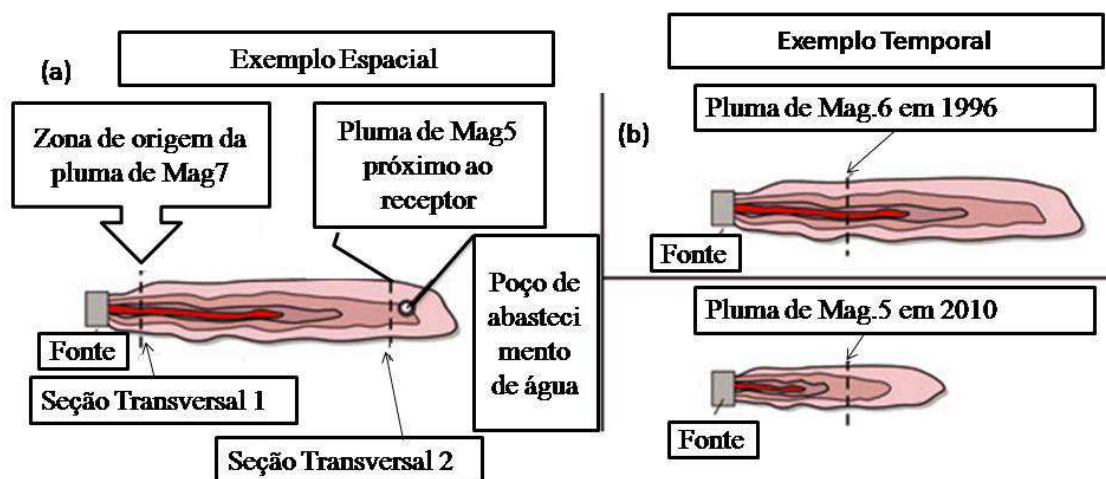
Categoria da pluma	Descarga de massa (g/dia)	Exemplos de condições de escoamento que poderiam impactar potencialmente poços ou correntes¹
Mag1	<0,001	Impacto limitado
Mag2	0,001 a <0,01	Poço doméstico bombeando a 150 gal/dia (0,38 lpm) ou menos
Mag3	0,01 a <0,1	Poço de abastecimento de água bombeando a 1 gal/min (3,8 lpm) ou menos
Mag4	0,1 a < 1	Poço de abastecimento de água bombeando a 10 gal/min (38 lpm) ou menos
Mag5	1 a <10	Poço de abastecimento de água bombeando a 100 gal/min (380 lpm) ou menos
Mag6	10 a <100	Corrente com uma vazão de base na zona de mistura de 1 cfs (1700 lpm) ou menos
Mag7	100 a <1000	Corrente com uma vazão de base na zona de mistura de 10 cfs (17000 lpm) ou menos
Mag8	1000 a <10000	Corrente com uma vazão de base na zona de mistura de 100 cfs (170 000 lpm) ou menos
Mag9	10000 a <100000	Corrente com uma vazão de base na zona de mistura de 1000 cfs (1 700 000 lpm) ou menos
Mag10	>100 000	Corrente com uma vazão de base na zona de mistura de >10000 cfs (17 000 000 lpm)

¹O impacto é definido como a concentração de 5 ug / L para um componente dissolvido nas águas subterrâneas extraídas do poço de abastecimento/doméstico ou para a água na zona de mistura da corrente que recebe a descarga da pluma. Assume a captura de concentração da pluma por poço ou a descarga completa da pluma para a corrente.

Fonte: Adaptado de Newell *et al.* (2011)

O sistema de classificação da magnitude da pluma baseada na descarga de massa pode ser uma ferramenta útil aos profissionais da área a fim de avaliar as plumas espacial e temporalmente e determinar possíveis impactos.

Figura 3.1 – Exemplo de padrões (a) espacial e (b) temporal na classificação de magnitude da pluma.



FONTE: Adaptado de Newell *et al.* (2011)

Trojakova e Babusikova (2012) apresentam uma modelagem numérica do escoamento insaturado em meios porosos com o transporte de contaminantes, a dispersão e a adsorção. O modelo matemático para o escoamento insaturado é baseado na equação não-linear e degenerada de Richard. O modelo do transporte de contaminante é baseado na lei de Fick e na equação de balanço de massa. Eles apresentaram o método do operador de divisão para a solução numérica do problema. Em sua aproximação numérica eles reduziram a solução do problema sucessivamente ao longo de um intervalo de tempo pequeno, em três subproblemas: escoamento insaturado, transporte e dispersão, adsorção. A solução numérica é baseada na discretização implícita no tempo e no espaço. A partir dos dados numéricos e comparando-os com a solução de referência (em uma dimensão) obtiveram que o método é eficiente. Assim, os resultados obtidos confirmam a aplicabilidade do método do operador de divisão proposto para a solução do modelo de transporte de contaminante quando a água superficial poluída se infiltra no subsolo insaturado/saturado em 3D.

Yu *et al.* (2014) investigaram o transporte de bromo sob cargas de 0, -2, 2, -5 e -10 cm usando colunas de solo indeformadas para o entendimento do transporte de soluto em solos áridos. Núcleos (cores) de solo indeformados foram coletados na superfície do solo, diretamente abaixo de onde as medidas do infiltrômetro de tensão foram feitas no Deserto de Amargosa, Nevada, Estados Unidos. Os experimentos de laboratório foram conduzidos introduzindo-se água contendo traçador bromo em uma coluna de solo mantida em condições de estado estacionário. Os dados observados das curvas de avanço (BTC, do inglês, *breakthrough curves*) foram bem ajustados ao modelo de uma região, exceto para os núcleos na saturação. As velocidades da água no poro ajustadas com o modelo de uma região variaram de 1,2 a 56,6 cm/h e os coeficientes de dispersão ajustados (D) variaram de 2,2 a 100 cm²/h. Os resultados para o *core* analisado com o modelo de duas regiões indicaram que D variou de 27,6 a 70,9 cm²/h na saturação, e 25,7 cm²/h na carga matricial de -5 cm; a fração de água móvel (β) variou de 0,18 a 0,65 e o coeficiente de transferência de massa (ω) variou de 0,006 a 0,03. Em resumo, os coeficientes de fluxo de água e de dispersão nos potenciais matriciais investigados foram muito altos devido ao solo grosseiro e possivelmente devido ao escoamento em caminhos preferenciais. Estes coeficientes altos de fluxo de água e de dispersão do bromo levariam a um risco maior de lixiviação mais profunda e acumulação de nitrogênio na forma de nitrato nas águas subterrâneas, e tem efeito significativo no ecossistema do deserto.

Blessent *et al.* (2014) usaram um modelo numérico chamado FRAC3Dvs para comparar os modelos conceituais de porosidade dupla (do inglês, DP – DUAL POROSITY), meio poroso equivalente (EPM) e difusão matricial em fratura discreta (DFMD) para estimar o transporte de contaminante em escala de campo em um latossolo¹ fraturado até o aquítarde². Quando a velocidade das águas subterrâneas e as taxas de degradação são modificadas com relação ao caso base, o método DP simulou concentrações de contaminantes até 3 ordens de magnitude diferentes daqueles calculados pelo modelo DFMD. Assim, o estudo destaca a importância de obter dados experimentais bem caracterizados para estudos posteriores e avaliação das descrições dos processos-chave do modelo e adequação do modelo.

¹ Latossolo: São solos minerais, homogêneos, com pouca diferenciação entre os horizontes ou camadas, reconhecidos facilmente pela cor quase homogênea do solo com a profundidade.

² Aquítarde: Trata-se de rochas capazes de armazenar e transmitir águas subterrâneas, embora a possibilidade de sua exploração econômica seja bem inferior à de um aquífero.

A falta de robustez para estes modelos com relação às simulações de transporte de soluto é provocada pela simplificação numérica da troca de soluto entre os domínios de fratura e da matriz. Dessa forma, os modelos podem então ser usados para estimativas que são necessárias para a tomada de decisão para vários problemas relacionados com a água subterrânea, tais como a remediação de aquíferos e a exploração e proteção dos recursos hídricos subterrâneos.

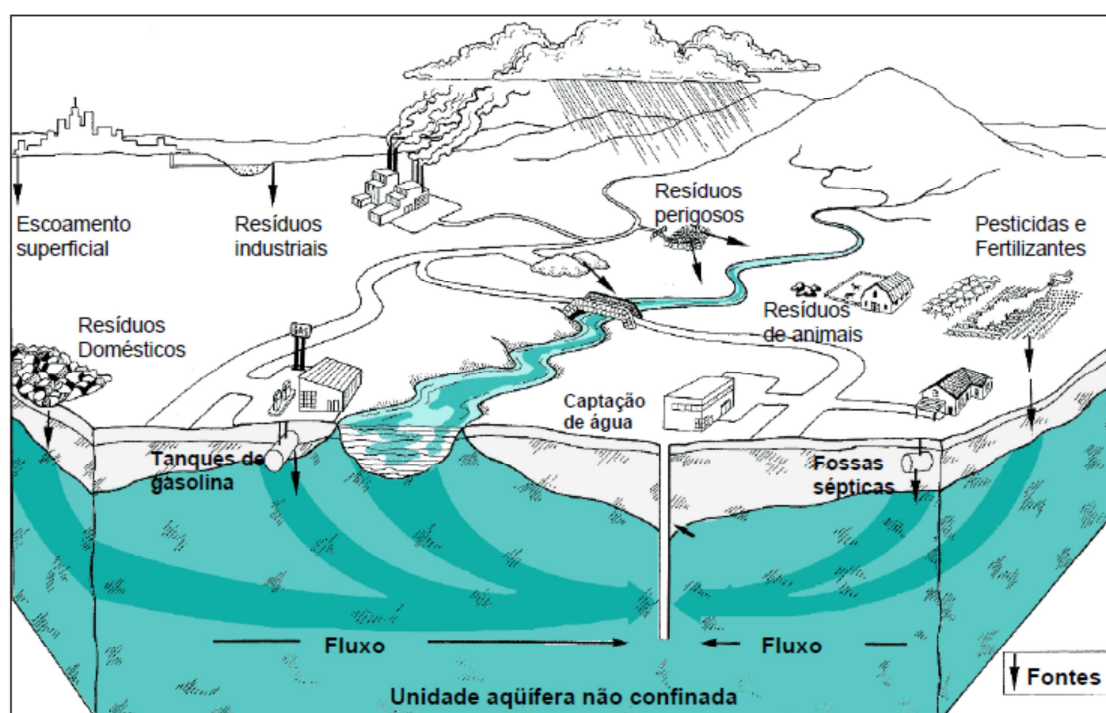
3.1.2 Contaminação do solo por hidrocarbonetos derivados de petróleo

De acordo com BRITO *et al.* (2005), um dos fatores que vem causando problemas ambientais nas últimas décadas é a contaminação de solos e águas subterrâneas por compostos orgânicos voláteis (COV's), causados geralmente por vazamentos em tanques de armazenamento subterrâneo de combustível (TASC). Os COV's mais significativos são os compostos BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos), altamente tóxicos para a saúde humana. BRITO *et al.* (2005) realizaram análises de amostras de água subterrânea coletadas de postos de combustíveis do Brasil, num total de 3285 amostras, no período de janeiro de 2004 a março de 2005. O maior número de amostras foi coletado dos estados do Sul e Sudeste e dentre estes, a maior amostragem veio do estado do Rio de Janeiro (1140 amostras). Encontraram-se valores maiores do que os máximos permitidos em 23-37% das amostras para benzeno, 5-15% para tolueno e 14-31% para xilenos. Segundo BRITO *et al.* (2005), para uma visão mais exata da realidade nacional, precisa-se monitorar com mais abrangência os estados das regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste e de mais amostras advindas da Região Sul e nos maiores estados do Sudeste.

Corseuil *et al.* (2006) desenvolveram uma ferramenta computacional para simular o transporte de contaminantes visando demonstrar a influência do etanol como constituinte na dispersão da gasolina no solo e nas águas subterrâneas. Simularam quatro derramamentos fictícios de gasolina. As fontes de contaminação estavam em um domínio de 50x100 m, cada uma com 5000 L de quatro tipos diferentes de gasolina: E-0 (gasolina tipo A, sem adição de etanol), E-10 (10% etanol), E-25 (25% de etanol) e E-85 (85% etanol). Tomou-se o benzeno como o composto representativo da contaminação da água subterrânea, visto este ser, dos constituintes da gasolina, o mais maléfico ao meio ambiente e ao homem. Atribuiu-se uma condutividade hidráulica de

$1,8 \times 10^{-4}$ cm/s e porosidade efetiva de 0,2, sem efeitos de sorção. Como condição de contorno pôs-se a prescrição da carga hidráulica em quatro pontos de análise. Manteve-se o gradiente hidráulico constante ao longo do domínio (0,01m/m). Como resultado obteve-se um campo de velocidades homogêneo, orientado de oeste para leste, com vetores de módulo igual a 2,8 m/ano. Observou-se que nas fontes de contaminação das gasolinas com etanol as concentrações aquosas do mesmo foram superiores a 50%, fato esse que confere toxicidade aos microrganismos. Verificou-se também que a interferência do etanol sobre os comprimentos das plumas de contaminação são fortemente dependentes da cinética de biodegradação do etanol, que é dependente das características geoquímicas e hidrogeológicas do meio impactado. Dessa forma, CORSEUIL *et al.* (2006) concluíram a necessidade de se conhecer a concentração de etanol, visto sua presença na gasolina contribuir para o aumento da pluma de contaminação, de forma que a probabilidade de uma fonte de água ou manancial ser atingido é maior. A Figura 3.2 mostra as fontes de contaminação de águas subterrâneas.

Figura 3.2- Cenário da contaminação das águas subterrâneas de unidades aquíferas não confinadas.

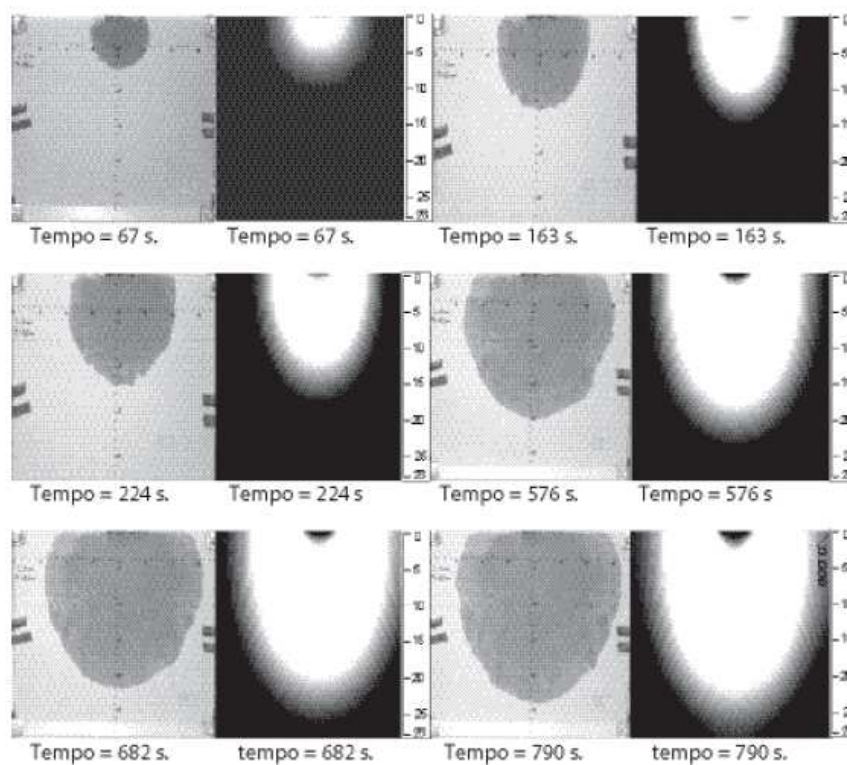


FONTE: Corseuil *et al.* (2006).

A fim de testar seu modelo matemático e o código computacional, FAVERO *et al.* (2007) realizaram experimentos referentes à dispersão de substâncias em meios porosos;

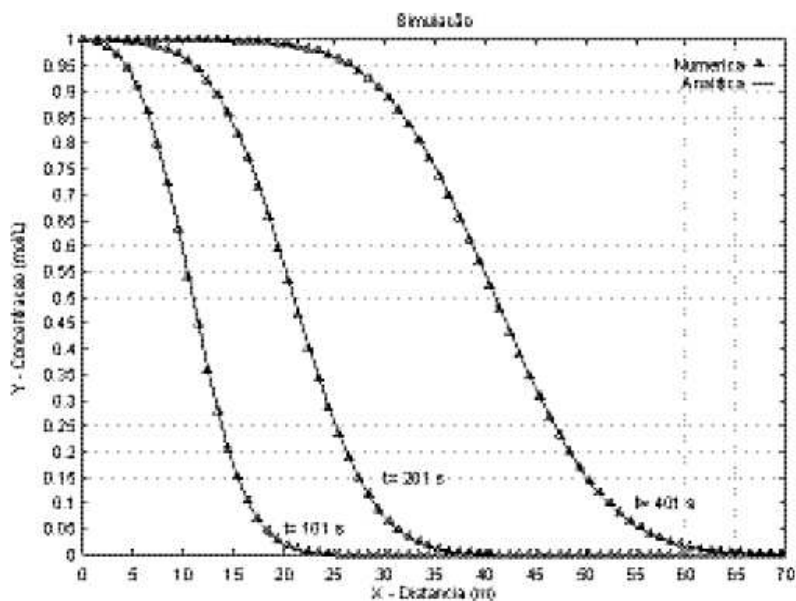
o contaminante analisado foi a gasolina e o meio poroso a areia seca. Para o experimento em duas dimensões, usaram uma cuba de 28 cm de comprimento por 38,5 cm de largura. A gasolina entra no meio a uma velocidade de $2,2 \times 10^{-4}$ m/s (em y) e com um coeficiente de dispersão de $5,6 \times 10^{-6}$ m²/s e estas condições também são utilizadas na simulação, de modo que na Figura 3.3 é ilustrada a comparação da frente de avanço do contaminante no meio poroso obtida experimentalmente e numericamente. FAVERO *et al.* (2007) observaram um bom acordo dos resultados, indicando que o modelo proposto prevê adequadamente o comportamento da pluma no meio poroso. Resultados estes confirmados quando eles representaram graficamente os resultados da concentração em função da distância percorrida, conforme pode ser observado na Figura 3.4. A Figura 3.5 mostra as condições de contorno usadas na simulação da difusão e advecção bidimensional.

Figura 3.3 – Comparação do experimental (esquerda) versus numérico (direita) de difusão e advecção bidimensional em solo arenoso para diversos tempos de contato de poluente.



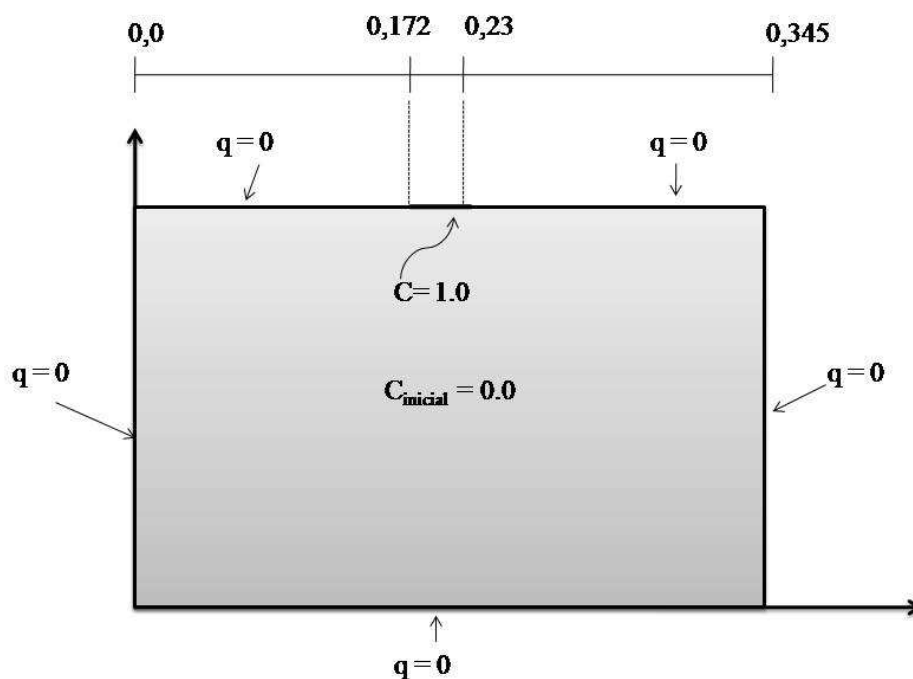
FONTE: Favero *et al.* (2007).

Figura 3.4 - Comparação da solução analítica e numérica para difusão/advecção com $N_x=70$)



FONTE: Favero *et al.* (2007).

Figura 3.5 - Condição de contorno para difusão e advecção bidimensional.



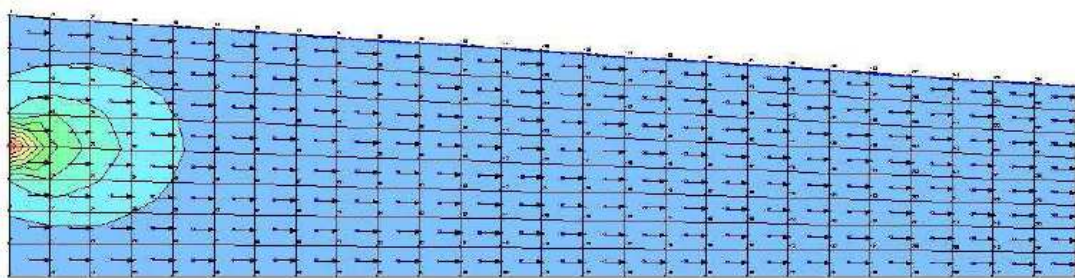
FONTE: Favero *et al.* (2007).

Vasconcelos (2008) analisou o transporte de contaminantes em meios porosos saturados e não-saturados com a ajuda de softwares usando dados relativos à contaminação do solo e do lençol freático do entorno de um posto de combustíveis,

localizado no município de Nova Lima (MG). Foram feitas análises dos parâmetros BTEX e carbono orgânico total (COT) no solo e águas subterrâneas. As maiores concentrações de carbono orgânico volátil (COV) encontraram-se nas proximidades das bombas de gasolina e álcool. A permeabilidade média do solo nos arredores do posto foi de $2,09 \times 10^{-5}$ cm/s. A condutividade hidráulica média do local é de $2,09 \times 10^{-5}$ cm/s. O gradiente hidráulico foi de 5,2 %. A porosidade efetiva foi de 22%. A velocidade de percolação no local foi de 1,6 m/ano.

Vasconcelos (2008) coletou quatro amostras de solo e submeteu-as à análise dos compostos BTEX, HPA (hidrocarbonetos poliaromáticos) e COT e amostras de água subterrânea nos poços de monitoramento, instalados nos respectivos locais das sondagens, para a análise dos compostos BTEX e HPA. O autor observou que em apenas um dos poços de monitoramento detectaram-se elevadas concentrações. Como resultado de uma velocidade de fluxo uniforme e da injeção contínua do contaminante em um único ponto do aquífero, tem-se o comportamento da dispersão do contaminante no meio poroso ilustrado na Figura 3.6, a qual se dá o nome de pluma devido à forma das linhas de concentração.

Figura 3.6 – Pluma de contaminante resultante de uma injeção contínua de solução em um fluxo bidimensional



FONTE: Vasconcelos (2008).

Martins (2010) analisou a biodegradação de uma solução aquosa de benzeno e tolueno em solo residual de gnaiss, visando à construção, instrumentação e monitoramento de um grande bloco retangular de solo residual de gnaiss indeformado, através do qual escoava horizontalmente uma solução composta por água, benzeno e tolueno, com a qual se avaliou a biodegradação desses compostos. Realizaram-se análises por cromatografia gasosa em amostras da solução retiradas do bloco. A autora observou um decaimento nas concentrações dos compostos ao longo do tempo e a

retenção de compostos, bem como a existência de atividade microbiana degradadora que, segundo a autora, é o principal mecanismo para a minimização das características tóxicas desses poluentes. Observou-se igualmente, com base em análises de cromatografia gasosa, o decaimento nas concentrações dos compostos ao longo do tempo, evidenciando a ocorrência da biodegradação de benzeno e tolueno. Apesar de serem bastante voláteis, estes compostos têm a capacidade de serem adsorvidos na superfície dos minerais e na matéria orgânica do solo.

Barker *et al.* (1986) comentaram que a migração e persistência dos contaminantes em aquíferos é uma grande preocupação ambiental, inicialmente centrada nas espécies inorgânicas e a partir de meados da década de 70, nos contaminantes orgânicos. Os autores estudaram experimentalmente a migração de contaminantes orgânicos a partir de um aterro sanitário e sua habilidade de interagir com os contaminantes inorgânicos. A pluma de chorume foi oriunda do aterro municipal de North Bay, no estado de Ontário, Canadá. Tal aterro começou a funcionar em 1962, cobre uma área de 28 ha e está situado sobre areias glácio-fluviais não-consolidadas que chegam a 25 m de espessura. O material do aquífero é predominantemente meio arenoso, mas contém numerosas camadas finas de areia siltosa e cascalho. A condutividade hidráulica varia de 3×10^{-7} m/s para camadas siltosas a 1×10^{-4} m/s para camadas de areia mais grossa. A condutividade hidráulica média para o aquífero foi cerca de 5×10^{-5} m/s. Os valores da velocidade linear das águas subterrâneas variaram de 20 a 170 m/h, considerando-se uma média representativa de 75 m/h (aproximadamente 2,083 cm/s).

Barker *et al.* (1986) verificaram ainda que o chorume contaminou um aquífero arenoso livre a 700 m a partir do local da zona de descarga em uma enseada, de forma que os principais contaminantes identificados foram hidrocarbonetos aromáticos; ressalte-se que a velocidade das águas subterrâneas era de 75 m/h (≈ 2 cm/s) que, aliada a baixa sorção da areia permitiu que os contaminantes se espalhassem ao longo do sistema total de escoamento. A extensão lateral da contaminação do aquífero foi definida por elevados níveis de cloro (Cl) e em menor grau, por elevados níveis de carbono orgânico não-volátil dissolvido ou total em aquíferos.

De acordo com BARKER *et al.* (1986), embora a variabilidade espacial e temporal nas concentrações de etilbenzeno e xileno seja considerável, a razão etilbenzeno/xileno diminui ao longo do sistema de escoamento. Enquanto as

concentrações de etilbenzeno são variáveis, as concentrações de o-xileno tem se tornado mais baixas uniformemente. Ainda segundo BARKER *et al.* (1986), apesar da presença de ligantes orgânicos com capacidade de complexação aparente significativa, pequena mobilidade dos elementos de transição incluindo traços de metais foi encontrada nos aquíferos contaminados.

Brauner e Widdowson (2001) aplicaram um modelo numérico utilizando um código computacional - intitulado SEAM3- para simular o estudo de atenuação natural (NATS) na Base da Força Aérea de Columbus no leste do Mississippi (EUA). O NATS consistiu no lançamento de uma fase líquida não-aquosa (NAPL) baseada no petróleo e o posterior monitoramento, em um aquífero livre raso, de BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e p-xileno), naftaleno, decano e brometo. Já o modelo para o experimento NATS foi projetado para simular o destino e o transporte de 11 constituintes: um traçador conservativo (bromo), cinco hidrocarbonetos de petróleo (PHC, do inglês) não-conservativos (BTEX e naftaleno), dois receptores de elétrons em fase aquosa (O_2 e NO_3 dissolvido), um receptor de elétron em fase sólida (íon férrico, $Fe [III]$ e dois produtos finais de reação ($Fe [II]$ e CH_4).

Segundo BRAUNER e WIDDOWSON (2001), os cálculos de balanço de massa indicaram que a biodegradação aeróbia transformou mais massa de hidrocarbonetos de petróleo do que qualquer outro processo de atenuação natural. A biodegradação aeróbia não foi, contudo, o processo de transformação dominante para cada substância que faz parte do PHC, assim como a sorção foi identificada como o processo de atenuação dominante para o etilbenzeno e o naftaleno. A contribuição da redução do $Fe[III]$ para a atenuação do tolueno e do p-xileno aumentou com o tempo, mas a mistura do oxigênio dissolvido no ambiente e do nitrato na fonte e nos contornos da pluma de PHC resultaram em uma contribuição contínua de todos os processos TEAP (Terminal electron acceptor process) para a atenuação natural durante o experimento NATS.

3.1.3 Contaminação do solo por chorume

O depósito de resíduos sólidos a céu aberto ou lixão é uma forma de deposição desordenada sem compactação ou cobertura dos resíduos, o que ocasiona a poluição do solo, água e ar, bem como a proliferação de vetores de doenças. A diferença entre o aterro controlado e o lixão é que no primeiro, os resíduos são cobertos diariamente com argila, o que diminui a proliferação de vetores de doenças, o efeito estético indesejável e o mau cheiro do local. Geralmente, não dispõe de impermeabilização de base, nem de sistemas de tratamento do percolado ou do biogás gerado (WIESINIESKI, 2009).

No Brasil predominam as formas erradas de disposição final de resíduos sólidos, o que pode ser explicado por fatores como falta de qualificação técnica, de conhecimentos administrativos, poucos recursos financeiros, falta de conhecimento da população a respeito da importância da preservação do meio ambiente ou mesmo desorganização estrutural interna das instituições públicas envolvidas com o manejo dos resíduos sólidos nos municípios; como consequência, têm-se a inexistência ou inadequação de planos de Gerenciamento Integrado dos Resíduos Sólidos Urbanos -GIRSU.

Os aterros sanitários pressupõem a existência de alguns requisitos como a impermeabilização do solo, sistema de drenagem periférica e superficial para afastamento de águas da chuva, drenagem de fundo para a coleta do lixiviado, tratamento do lixiviado drenado, cobertura do material depositado, tratamento do chorume e captação dos gases produzidos pela decomposição do lixo. Dessa forma, o aterro sanitário evita a proliferação de vetores, espalhamento de papéis, plásticos e outros materiais leves, a permanência de catadores e a poluição de águas superficiais ou subterrâneas pelo lixiviado.

A disposição final inadequada dos resíduos sólidos de uma comunidade é uma das principais fontes de contaminação do solo e das águas subterrâneas, principalmente pelo fato de alguns tipos serem bastante tóxicos para a fauna, flora e até para o ser humano.

De acordo com a NBR 10004:2004:

“A segregação dos resíduos na fonte geradora e a identificação da sua origem são partes integrantes dos laudos de classificação, onde a descrição de matérias-primas, de insumos e do processo no qual o resíduo foi gerado devem ser explicitados.

(...)

A classificação de resíduos sólidos envolve a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido.

A identificação dos constituintes a serem avaliados na caracterização do resíduo deve ser estabelecida de acordo com as matérias-primas, os insumos e o processo que lhe deu origem.”

Dessa forma, a classificação dos resíduos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública é uma ferramenta útil no gerenciamento dos mesmos e na escolha da sua destinação final adequada.

Os resíduos sólidos são classificados de acordo com a sua origem; sendo assim, podem ser: comercial, industrial, de varrição, doméstico e hospitalar. Mesmo considerando que os resíduos industrial e hospitalar tem destinação própria, que não a coleta pública, ainda se tem uma vultosa quantidade de resíduos a ser gerenciada pelo poder público. Outra forma de classificação é de acordo com a periculosidade. Assim, de acordo com a NBR 10004:2004, os resíduos classificam-se em: a) Resíduos Classe I – perigosos; b) Resíduos Classe II – Não perigosos. Estes, por sua vez, dividem-se em: Resíduos Classe IIa - não-inertes - e Resíduos Classe IIb – inertes.

De forma geral, os resíduos sólidos domiciliares são classificados como não-perigosos, de modo que podem ser reciclados sem prévio tratamento e são recolhidos pela coleta pública municipal. No entanto, alguns materiais, como pilhas, baterias, pesticidas, lâmpadas fluorescentes, dentre outros são considerados resíduos perigosos por conterem metais pesados (WIESINIESKI, 2009).

A resolução CONAMA Nº 005/93 define “Sistema de Disposição Final de Resíduos Sólidos: conjunto de unidades, processos e procedimentos que visam ao lançamento de resíduos no solo, garantindo-se a proteção da saúde pública e a qualidade do meio ambiente.” No entanto, de acordo com dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2008), realizada pelo IBGE, 50,8% dos municípios brasileiros possui vazadouros a céu aberto (lixões) como destino final dos resíduos sólidos, uma forma inadequada e que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Por outro lado, os aterros controlados respondem, ainda segundo a PNSB (2008), por 22,5% da disposição final dos resíduos sólidos, enquanto os aterros sanitários – forma mais adequada das três - figuram com 27,7%.

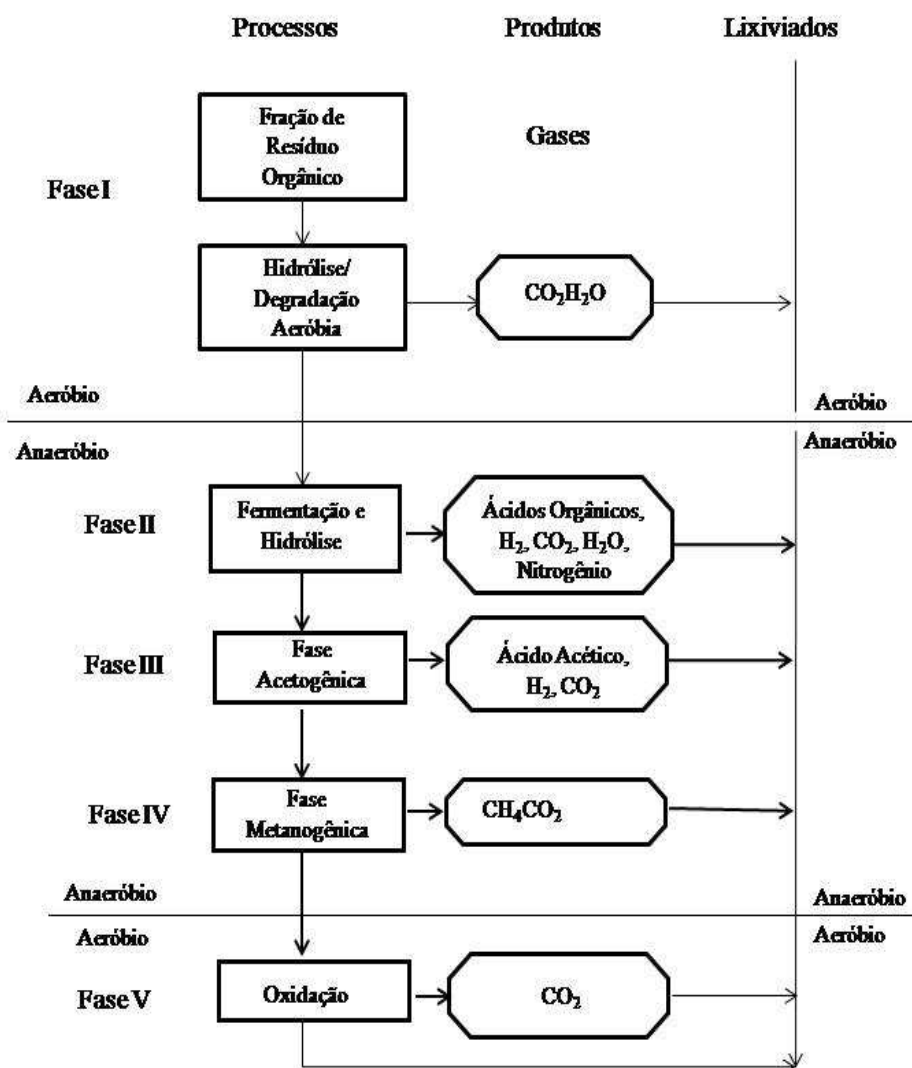
Segundo WIESINIESKI (2009), em um aterro, ocorrem processos biológicos aeróbios e anaeróbios. A Figura 3.7 apresenta cinco fases de degradação dos resíduos sólidos. As reações de degradação formam um líquido de coloração cinza-escuro e de odor fétido chamado chorume. Ele é constituído basicamente por água rica em sais, matéria orgânica e metais pesados, cuja concentração no lixiviado varia de acordo com a composição dos próprios resíduos sólidos depositados e com as condições ambientes como a umidade, o oxigênio disponível, a temperatura e o pH do meio.

O chorume é gerado pela degradação dos resíduos em aterros por:

- Umidade natural do lixo;
- Água de constituição da matéria orgânica;
- Bactérias existentes no lixo, que liberam enzimas, capazes de dissolver a matéria orgânica com formação de líquido.

O chorume, mistura de uma grande variedade química, sob a influência de agentes naturais (chuva e microrganismos), é objeto de evoluções complexas, constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Além da dissolução dos elementos minerais e do carreamento pela água de percolação das finas partículas e do material solúvel, o principal responsável pela degradação dos resíduos é a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. O conjunto desses fenômenos conduz à geração de metabólitos gasosos e ao carreamento pela água de moléculas muito diversas, as quais originam os vetores da poluição em aterro sanitário: o biogás e os lixiviados (PROSAB, 2003).

Figura 3.7- Fases de degradação dos resíduos sólidos.



FONTE: adaptado de Wiesinieski (2009).

Com base no exposto, vê-se que o chorume precisa de tratamento antes de ser descartado no ambiente, visando protegê-lo ao mesmo tempo em que mantém o aterro estável e oferece uma melhor qualidade de vida para a população local.

Costa (2002) estudou o transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe, no município de Entre Rios - BA. Segundo o autor, ocorrem processos tanto aeróbios quanto anaeróbios no interior da massa de resíduos durante a decomposição da matéria orgânica, os quais irão transformar os sólidos orgânicos biodegradáveis em líquidos e gases. Devido à limitada disponibilidade de oxigênio provocada pela adição diária de camadas de solo, a fase aeróbia apresenta curta duração. Na fase anaeróbia formam-se inicialmente, dióxido de carbono, água, amônia e em seguida, ácidos

orgânicos, metais, entre outros produtos. A amônia dá origem aos nitritos e, estes por sua vez, formam os nitratos (que são os produtos mais estáveis), caso não haja interrupção do processo. BARBOSA e OTERO (1999), baseados na revisão bibliográfica, relatam que o oxigênio não altera a configuração do nitrato, o qual não é retido pelos colóides argilosos ou orgânicos do solo, de modo que se dissolve nas águas de infiltração, podendo ser integrado ao aquífero. COSTA (2002), baseado na revisão bibliográfica, relata que o nitrogênio dissolvido na forma de nitrato é o contaminante mais comumente encontrado nas águas subterrâneas.

Dentre os processos pelos quais os resíduos passam, as etapas de adsorção-dessorção e precipitação-dissolução destacam-se como as de maior importância na transferência de poluentes entre as fases líquida e sólida do sistema (NOBRE, citado por COSTA, 2002).

Quando os aterros não são construídos de acordo com as normas técnicas e ambientais, constituem-se grandes fontes potenciais de contaminação do ar, do solo e das águas subterrâneas (LANGE *et al.*, 2002). De acordo com COELHO *et al.* (2003), entre as formas de contaminação, destaca-se a causada pela infiltração de espécies de metais em solução. Esse contaminante é a massa de alguma substância tóxica dissolvida (poluente), movendo-se com algum fluido (água) nos vazios do meio poroso (solo) saturado ou não saturado. O movimento de poluentes depende:

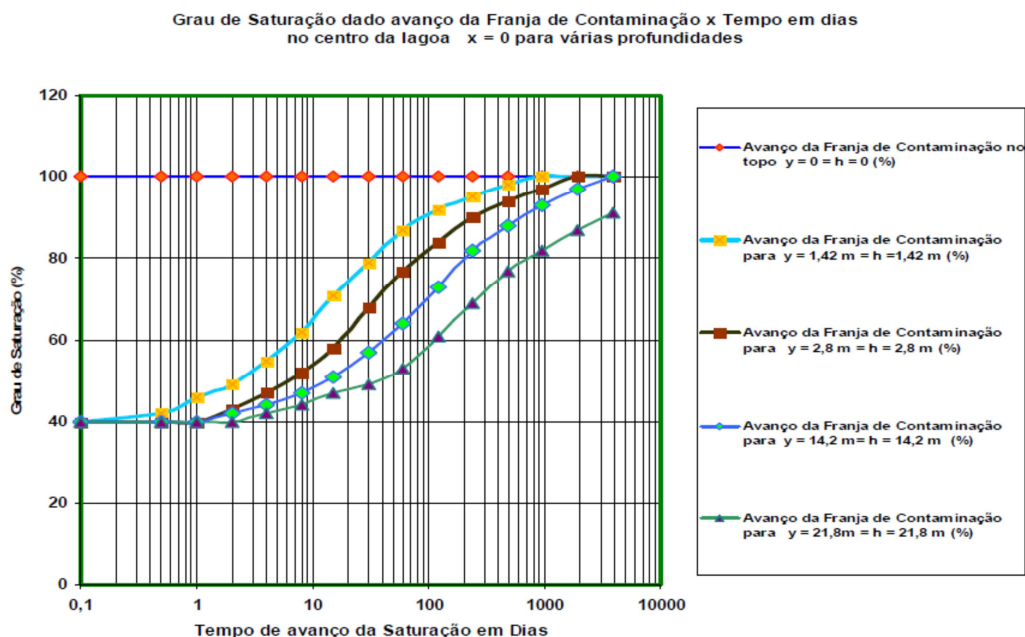
- Do fluxo do fluido no qual essas substâncias estão dissolvidas;
- Processos físicos: advecção, mistura mecânica ou dispersão e difusão molecular;
- Processos químicos;
- Processos biológicos.

3.1.4 Contaminação do solo causada por vazamentos em lagoas de tratamento de esgoto

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para tratamento de esgotos, apresentando diversas variantes com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área. Constituem um processo de tratamento de esgoto que aproveita fenômenos naturais, sendo mais indicadas para regiões de clima tropical. Neste sistema a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica e/ou redução fotossintética das algas (NUVOLARI, 2003).

Acerbi (2010) estudou a infiltração, decorrente de vazamento, do líquido contaminante em solos de fundação abaixo de lagoas de estabilização. Ele realizou ensaios de laboratório com solos equivalentes ao do caso real e analisou a possível contaminação do lençol freático usando análise bidimensional, fluxo transiente e solo não-saturado. Para o caso da pluma de contaminação atingir um rio que passa próximo ao local das lagoas, usou-se análise bidimensional, fluxo permanente e solo saturado; como resultado ele obteve que o lençol freático é atingido em médio prazo; o rio poderá ser atingido em longo prazo; no entanto, necessita-se de mais estudos, principalmente com relação à ocorrência de reações químicas. O modelo desenvolvido descreve bem a distribuição da frente de umidade, mas ainda é limitado, pois indica que há contaminação do solo e o alcance da pluma de contaminante com o tempo, mas não indica a concentração de poluentes. A Figura 3.8 mostra um gráfico representativo do avanço da saturação com o tempo.

Figura 3.8 - Comparação entre os valores gerados pelo modelo matemático e os medidos em laboratório no centro do bloco – topo.



FONTE: Acerbi (2010).

Wolfberg *et al.* (1980) estudaram a circulação de metais pesados em um aquífero raso provenientes do vazamento de lagoas de oxidação de esgoto integrantes do Projeto de Recuperação de Esgoto da Região de Dan-DRSRP (Israel). O Projeto começou a

operar em 1969 e desde então se observou altas taxas de vazamento a partir da base da lagoa. Nas lagoas de polimento observou-se uma taxa de vazamento constante de 1,5-3 cm/dia. Estima-se que a quantidade total de água perdida por vazamento entre 1969 e 1974 foi de 23 milhões de m³. A taxa de vazamento das lagoas de oxidação passou de 4-8 cm/dia para 0,6 cm/dia. As águas residuárias que são descarregadas nas lagoas consistem de esgoto doméstico e algum esgoto industrial. Os metais avaliados foram Mn, Ni, Cu, Cd e Cr, cujas concentrações no aquífero foram medidas e a contribuição dos efluentes para o lençol freático foi avaliada na base da concentração de cloretos. Para tanto, foram retiradas amostras de água do aquífero através da perfuração de poços. Tais amostras foram divididas em três grupos, baseados no teor de cloretos. A suposição que embasa esta divisão é que as águas de recarga natural tem um teor de cloreto de 25 mg Cl/L enquanto que os efluentes secundários são caracterizados por um valor de 185 mg/L. Os três grupos foram:

- (1) Lençol freático com menos de 15% dos efluentes;
- (2) Lençol freático com 35-60% dos efluentes;
- (3) Lençol freático com mais de 60% dos efluentes.

Usando tais critérios, não se detectou água com 15-35% dos efluentes.

De acordo com WOLFBERG *et al* (1980), para verificar quaisquer tendências nos dados, apenas as amostras do grupo 3, onde os efluentes compreendem uma parte significativa do lençol freático, foram discutidos em detalhe. A contribuição dos efluentes para as águas subterrâneas foi avaliada na base da concentração de cloreto. As águas residuárias que são descarregadas nas lagoas consistem de esgoto doméstico e algum esgoto industrial. O aquífero raso que está na base das lagoas de oxidação tem cerca de 3 a 4m de espessura e fica a cerca de 3m abaixo da base das lagoas. Este aquífero está situado em uma camada de argila impermeável que impede qualquer movimento descendente de água para o aquífero da Planície Costeira Principal.

Wolfberg *et al.* (1980) demonstram o perigo de contaminação de um lençol freático (raso) por vazamento de esgoto bruto e efluentes através da base das lagoas de tratamento. Os fatores que influenciam a taxa de circulação de metais pesados específicos são:

- Remoção de metais no lodo na base das lagoas;
- Taxa de vazamento
- Tipo e grau específicos de interações com os solos para cada metal.

Sturchio *et al.* (2012), baseados em uma revisão bibliográfica, comentam que a contaminação das águas subterrâneas pode ser definida como “solutos introduzidos no ambiente hídrico como um resultado das atividades humanas, independentemente de as concentrações atingirem ou não os níveis que causam degradação significativa da qualidade da água”. A análise das relações de isótopos estáveis de cloro e oxigênio no perclorato pode, em alguns casos, ser usada para o mapeamento e identificação da fonte das plumas de perclorato no aquífero.

Ainda de acordo com STURCHIO *et al.* (2012), verificou-se a contaminação por perclorato nas águas subterrâneas em todos os Estados Unidos em locais onde o perclorato foi fabricado, usado e armazenado. A contaminação das águas subterrâneas por perclorato é de interesse particular para a saúde humana, pois sua ingestão afeta a captação de iodo pela tireóide humana e, portanto, a produção do hormônio tireoidal. Contudo, o risco para a saúde pública a partir do perclorato permanece controverso. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (da sigla em inglês, U.S.E.P.A - United States Environmental Protection Agency) publicou recentemente um nível consultivo provisório para a saúde de $15\mu\text{gL}^{-1}$ para a água potável. Extraíu-se o perclorato do aquífero através de 29 poços na área de estudo para a análise das razões de cloro e isótopo do oxigênio

Segundo STURCHIO *et al.* (2012), o perclorato do Atacama e o sintético são os elementos dominantes nas amostras medidas. Não está claro a partir dos dados disponíveis se a mistura de perclorato sintético e natural ocorre dentro do aquífero ou dentro do poço. As concentrações de perclorato nas amostras dos poços variaram de 2,5 a $99\mu\text{gL}^{-1}$ e as concentrações de nitrato variaram de 18 a 68mgL^{-1} . As concentrações de perclorato e as razões nitrato/perclorato sozinhas não são particularmente bons indicadores da fonte de perclorato. Na Figura 3.9, o contorno de perclorato de $6\mu\text{gL}^{-1}$ descreve a extensão aproximada de perclorato no nível ou acima do nível máximo de contaminante para água potável da Califórnia. O contorno de $20\mu\text{gL}^{-1}$ descreve a extensão aproximada da pluma central de perclorato.

Nos solos com alto teor de matéria orgânica e pH maior que 7, são retidas maiores concentrações de metais pesados, o que reduz sua fertilidade e o desenvolvimento das plantas.

Embora as espécies metálicas estejam presentes em sua maioria em resíduos industriais, também aparecem nos resíduos sólidos urbanos devido ao seu emprego na fabricação de produtos de utilidade doméstica, tais como pilhas, baterias, jornais, tintas, tecidos, enlatados e até em outros tipos de alimentos, cuja produção usa substâncias à base de metais. Por não serem degradáveis, eles provocam no meio ambiente um fenômeno chamado biomagnificação.

Wiesinieski (2009) estudou as características dos sedimentos de um conjunto de lagoas de decantação que recebem o percolado do aterro controlado do Botuquara (BA) e do solo próximo ao local onde a última lagoa o libera para o meio ambiente; seu objetivo foi avaliar o processo completo da retenção dos metais pesados. A autora observou que, em algumas frações dos pontos de coleta, principalmente na fração total, o sedimento possui teores elevados de Mn, Fe, Cr, Ag, Ni e Cu.

A disponibilidade de metais depende de uma série de fatores, tais como: pH, capacidade de troca catiônica - CTC, temperatura, teor de matéria orgânica (MO) e composição argilosa do solo.

O ferro e o manganês são os metais que normalmente aparecem em maior quantidade nos solos, tendo concentrações, em geral, muitas vezes maiores que a dos demais elementos, especialmente o ferro. No entanto, valores aparentemente elevados não podem ser relacionados com uma contaminação, e isto está claro pela inexistência de valores de referência, prevenção ou intervenção (biodisponível e pseudo-total) (WIESINIESKI, 2009).

Os fatores que interferem na solubilidade dos metais são a forma na qual eles se encontram no solo e o pH. Para cádmio, cobre, mercúrio, níquel, chumbo e zinco, a solubilidade varia inversamente com o pH. Para o arsênio, molibdênio e selênio essa variação é direta. A solubilidade do íon Cr^{3+} diminui com o aumento do pH (LESSA, 2004)

Uma das fontes de contaminação do solo por metais pesados é o lodo de esgoto; os metais mais frequentes são cádmio, cobalto, cromo, cobre, ferro, mercúrio, manganês, molibdênio, chumbo, estanho e zinco. Dentre estes, consideram-se essenciais para plantas e animais cobre, molibdênio e zinco. Já o cádmio, mercúrio e chumbo são

tóxicos (LESSA, 2004). Contudo, a partir de sua revisão bibliográfica, LESSA (2004) informa que a concentração de metais pesados no lodo gerado no tratamento de esgoto urbano, via de regra, é baixa, só ocorrendo aumento caso o esgoto industrial e as águas pluviais entrem no mesmo sistema de tratamento de esgoto.

Lange *et al.* (2002) determinaram em laboratório os parâmetros de transporte de contaminantes (metais pesados) em amostras de solos da área do aterro de disposição de resíduos sólidos urbanos do município de Catas Altas (MG). Eles observaram um significativo potencial de retenção de metais pesados nos solos da área em estudo, especialmente para o cromo. Observaram também que, com o aumento da concentração de equilíbrio, houve diminuição do fator de retardamento. Para a realização dos ensaios de equilíbrio em lote foram utilizadas soluções individuais de cádmio, cobre, cromo, chumbo, ferro e zinco. Eles verificaram que, como esperado, o coeficiente de dispersão hidrodinâmica é tanto maior quanto maior é a velocidade de percolação. Os parâmetros obtidos poderão ser utilizados em simulações numéricas e analíticas da previsão do avanço das plumas de contaminação geradas pela implantação de aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos.

Barros *et al.* (2009) quantificaram a presença de alguns elementos químicos potencialmente tóxicos em um trecho do Rio Turvo Sujo, localizado na cidade de Viçosa-MG em diferentes vazões. Nesse rio, foram escolhidos cinco pontos de coleta, que foram realizadas nas quatro estações do ano. Para cada ponto foram obtidas as concentrações de cobre, manganês, ferro, zinco, cromo, cádmio e chumbo. Os elementos mais tóxicos, como cromo, cádmio e chumbo foram observados em maiores concentrações no período da primavera, época correspondente à menor vazão. BARROS *et al.* (2009), baseados na revisão bibliográfica, relatam que os processos geoquímicos e o intemperismo são os responsáveis naturais pela introdução de elementos químicos potencialmente tóxicos nos sistemas aquáticos; já a redistribuição desses metais no ambiente ocorre por meio dos ciclos biológicos e geológicos.

Há vários relatos de contaminação da água e organismos aquáticos por metais, no Brasil, dentre os quais podem ser citados:

- Contaminação da Baía de Todos os Santos (BA) por cádmio, mercúrio, chumbo e zinco, provocada pelo despejo de esgoto urbano e rejeitos da indústria petroquímica e metalúrgica. Ali foi evidenciada a ocorrência de bio-acumulação em moluscos;

- Contaminação da Baía de Guanabara (RJ) por cromo, cobre, manganês e zinco oriunda do despejo de esgoto urbano e rejeitos da indústria petroquímica e metalúrgica;
- Contaminação da Baía de Sepetiba (RJ) por cádmio, cromo e zinco, provocada pelo despejo de rejeitos da indústria metalúrgica, entre outros.

Somente no outono, época em que o Rio Turvo Sujo estava com maior vazão (3,55 m³/s), foram detectadas concentrações de cobre, as quais foram menores que os valores estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. Este é um micronutriente indispensável às lavouras. As concentrações de cádmio também foram detectadas nas épocas de menor vazão e nos dois primeiros pontos na época de verão (vazão 2,31 m³/s); neste caso foram encontrados valores de concentrações superiores ao permitido pela CONAMA em três dos cinco pontos analisados (BARROS *et al.*, 2009).

Pang *et al.* (2004) estudaram a atenuação e o transporte de três cátions de metais pesados (cádmio, zinco e chumbo) em cascalho aluvial, areia pomes e areia costeira, os principais tipos de aquífero da Nova Zelândia. As características de transporte de cádmio e zinco eram parecidas com fatores de retardamento semelhantes, mas o chumbo foi uma ou duas ordens de magnitude mais retardado. O fator de retardamento estava inversamente relacionado à velocidade do escoamento e à concentração do metal, mas positivamente relacionado ao nível do pH do aquífero. Quando estavam presentes bactérias em altas concentrações, a velocidade média de transporte do cádmio foi reforçada até 28 vezes. Considerando-se que os contaminantes geralmente co-existem com colóides em aquíferos contaminados, o transporte de metais pesados poderia ser “dramaticamente” acelerado se o metal fosse adsorvido a bactérias móveis e outros colóides. Os autores constataram que as taxas de dessorção dos metais pesados são muito mais lentas que suas taxas de adsorção, de forma que, uma vez contaminado o aquífero, ele levará um longo tempo para expulsar os contaminantes por atenuação natural - considerando-se as taxas de dessorção, levariam de décadas a séculos. Dessa forma, o transporte de metais pesados facilitado por colóides aumenta a vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação (PANG *et al.*, 2004).

Em seu trabalho, PANG e CLOSE (1999) apresentam um estudo do comportamento do transporte de cádmio no campo e compara os resultados àqueles obtidos a partir do estudo de laboratório de PANG e CLOSE (1999a), que usaram material coletado a partir do mesmo local. O trabalho citado primeiramente também

avalia o impacto da presença de bactérias no transporte de cádmio. O campo está localizado em Burnham, Canterbury, Nova Zelândia; o aquífero livre consiste de cascalhos arenosos aluviais com grãos variando de médios a grosseiros, com faixas de silte e argila, as quais se estendem até 125 m de profundidade. As velocidades da água subterrânea variam de 9 a 104 m/dia.

Havia 21 poços no local e eles estavam situados a 12 e 18 m abaixo do nível do solo, com diâmetros de 100 mm. A fim de estimar os parâmetros de transporte, usou-se o modelo de transporte de não-equilíbrio 3D chamado N3DADE, desenvolvido por LEIJ e TORIDE (1997). Assumiu-se que os caminhos preferenciais individuais entre a zona de injeção e os pontos de amostragem eram uniformes. O modelo N3DADE não considera precipitação, que ocorreu possivelmente com o cádmio durante este experimento de campo. De todos os poços amostrados, apenas 6 (poços 2, 3 e 7 até 10) tiveram concentrações de cádmio acima do limite inferior de detecção (PANG e CLOSE, 1999).

O transporte de bactérias e de solutos tem diferentes características de dispersão; no entanto, assumiram-se valores iguais do coeficiente de dispersão. As curvas de avanço de concentração do cádmio neste estudo de campo sugere que processos múltiplos estiveram envolvidos com o transporte de cádmio, inclusive o não-equilíbrio físico causado pela heterogeneidade do aquífero e pelo escoamento preferencial, sorção limitada pela taxa, transporte facilitado (bactérias ou possivelmente colóides), precipitação e possivelmente dissolução subsequente do cádmio próximo ao poço de injeção (PANG e CLOSE, 1999).

Ainda de acordo com PANG e CLOSE (1999), o transporte de metais pesados facilitado por bactérias aumenta a vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação e conseqüentemente tem uma importância particular na avaliação de risco. Conforme obtido por PANG e CLOSE (1999), quando metais e micróbios coexistem durante um evento de contaminação, uma pequena fração de metais pode ter uma primeira curva de avanço a relativamente altas concentrações com pouco retardamento, seguido por uma liberação lenta em concentrações inferiores. Eles obtiveram também que o transporte facilitado neste local particular não foi dominante, mas ainda foi significativo, entre 5 e 33% do cádmio sendo transportado neste modo dentro de uma distância de 20 a 40 m.

Coelho *et al.* (2003) apresentaram os resultados preliminares da avaliação da contaminação subterrânea por metais pesados na área do aterro de Catas Altas (MG). O

programa experimental envolveu a caracterização geotécnica, o estudo da geoquímica de metais pesados e a determinação de parâmetros de permeabilidade, retenção e transporte de metais pesados. Utilizou-se o programa computacional HYDRUS 2D para simular o transporte de metais pesados em meios porosos saturados e não saturados.

A maioria dos modelos de transporte de poluentes em solos é fundamentada nos princípios da conservação de massa, energia e momento, sendo que o modelo de advecção/dispersão hidrodinâmica é o mais utilizado na análise de transporte de poluentes em meios porosos. Os resultados apresentados por COELHO *et al.* (2003) mostraram que o solo estudado apresentou boa capacidade de retenção de metais pesados, em especial o cromo. Nos ensaios de equilíbrio em lote não se consegue distinguir os mecanismos responsáveis pela retenção dos metais, como adsorção, precipitação ou complexação. A solução aquosa utilizada nos experimentos foi constituída pelos seguintes metais pesados: Cádmio (Cd^{2+}), Cromo (Cr^{3+}), Cobre (Cu^{2+}), Chumbo (Pb^{2+}) e Zinco (Zn^{2+}), obtidos a partir de reações de solubilização. Para a determinação da permeabilidade em campo foi utilizado o “permeâmetro de Guelph”, obtendo-se para a profundidade de 1,70m, $k = 1,16 \times 10^{-3}$ cm/s e para a profundidade de 3,00 m, $k = 4,03 \times 10^{-4}$ cm/s. Os ensaios de laboratório associados às análises numéricas e aos dados de monitoramento de campo sugerem que dificilmente o lençol freático será contaminado, pois o perfil geológico da área torna o processo de avanço da frente de contaminação muito lento.

3.1.6 O cádmio

De acordo com MOTTA (2005), o cádmio é um metal de cor cinza-prateada, semelhante em muitos aspectos ao zinco. Possui massa molar de 112,41 g/mol, densidade relativa de 8,65 a 25°C, ponto de fusão de 321,1°C, sendo notavelmente volátil para um metal pesado e ponto de ebulição de 767 °C. É insolúvel em água.

Foi descoberto por Stromeyer em 1817 a partir de uma impureza em carbonato de zinco e possui abundância relativamente baixa na natureza (0,1 a 0,5 ppm). O cádmio metálico é utilizado para revestimentos anticorrosivos, principalmente sobre ferro e aço, mas também sobre Al e Mg. É um elemento de menor proporção, porém importante em certas ligas de latão e de solda e em algumas ligas de cobre. Compostos de Cd

(principalmente óxido de cádmio) são utilizados na fabricação de baterias níquel-cádmio; sulfeto de cádmio e sais orgânicos de cádmio são utilizados como pigmentos ou aditivos estabilizantes de certos tipos de plásticos em engenharia. A Tabela 3.2 mostra a distribuição das aplicações do cádmio.

Tabela 3.2 - Aplicações do cádmio.

USO	%
Baterias	45
Revestimentos	16
Pigmentos	20
Estabilizantes	14
Ligas e outros	5

FONTE: ASM Handbook. 4. ed., citado em Motta (2005)

O principal problema em relação à toxidez do cádmio é que é um elemento altamente cumulativo, com pequena excreção urinária. A sua absorção acontece principalmente por inalação de partículas ou fumos de seus compostos, de forma que os danos pulmonares ocorrem sob a forma de enfisema e fibrose peribronquial e perivascular. Cerca de 50 a 75% do cádmio absorvido pelo organismo humano é depositado no fígado e rins; pequenas quantidades estão presentes nos intestinos, ossos, músculos e sistema nervoso central, podendo afetar todos esses órgãos; os níveis sanguíneos são extremamente baixos. Ocupacionalmente, o que mais tem chamado a atenção em relação ao cádmio é o comprometimento renal: o limite de tolerância para o cádmio em ambiente de trabalho é de $0,05 \text{ mg/m}^3$ de ar, apesar de ocorrer o comprometimento da função renal nas concentrações de apenas $0,003 \text{ mg/m}^3$. A concentração letal de óxido de cádmio num ambiente de trabalho, quando sob a forma de fumos, pode ser avaliada pela expressão $C = 2600/t$, onde C é a concentração de CdO expressa em mg/m^3 e t é o tempo de exposição em minutos.

Coelho *et al.* (2003) afirmam que na natureza o cádmio existe no estado de oxidação +2. Ele forma inúmeros complexos aquosos, especialmente com carbonatos dissolvidos. A concentração do Cd pode ser controlada por processos de adsorção ou precipitação. A quantidade desse metal nos solos varia muito com o tipo de mineral constituinte, estado de oxidação do sistema e presença de cátions competindo na

solução. Durante a troca catiônica, o Cd geralmente é trocado com a adsorção de cálcio e magnésio. Assim como outros cátions metálicos, a adsorção do cádmio depende do pH. Os cátions dos metais de transição (Cu, Pb, Zn) e dos alcalino-terrosos (Ca, Mg) reduzem a adsorção do cádmio, uma vez que competem entre si por lugares específicos disponíveis para adsorção e troca catiônica.

O cádmio é liberado ao ambiente por efluentes industriais, principalmente, de galvanoplastias, produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes e acessórios fotográficos, bem como por poluição difusa causada por fertilizantes e poluição do ar local. Normalmente a concentração de cádmio em águas não poluídas é inferior a 1 µg/L. A água potável apresenta baixas concentrações, geralmente entre 0,01 e 1 µg/L, entretanto pode ocorrer contaminação devido a presença de cádmio como impureza no zinco de tubulações galvanizadas, soldas e alguns acessórios metálicos.

A principal via de exposição para a população não exposta ocupacionalmente ao cádmio e não fumante é a oral. A ingestão de alimentos ou água contendo altas concentrações de cádmio causa irritação no estômago, levando ao vômito, diarreia e, às vezes, morte. Na exposição crônica o cádmio pode danificar os rins. No Japão, na década de 60, a contaminação da água que irrigava as plantações de arroz causou a doença conhecida como “Itai-Itai”, caracterizada por extrema dor generalizada, dano renal e fragilidade óssea. Experimentos com animais demonstram que o metal produz efeitos tóxicos em vários órgãos, como fígado, rins, pulmão e pâncreas. É um metal que se acumula em organismos aquáticos, possibilitando sua entrada na cadeia alimentar. O padrão de potabilidade fixado pela Portaria 518/04 é de 0,005 mg/L (CETESB, 2009)

3.1.7 O cobre

O cobre é um metal essencial em um número de enzimas. A ingestão excessiva de cobre resulta na sua acumulação no fígado. Geralmente, a toxicidade do cobre é aumentada pela baixa ingestão de molibdênio, zinco e sulfato. A presença de cobre nos tecidos de plantas e animais foi reconhecida há mais de 150 anos. Muito antes de ser reconhecido como um elemento essencial na dieta de aves e mamíferos, ele foi detectado como um componente de proteínas do sangue de caracóis (FÖRSTNER e WITTMANN, 1983).

Segundo COELHO *et al.* (2003), o cobre é retido em solos através de mecanismos de troca e adsorção específica. Em concentrações tipicamente encontradas em solos naturais, os precipitados de cobre são instáveis. Esse pode não ser o caso em sistemas solo-resíduo e a precipitação pode ser um mecanismo importante de retenção. Com relação aos cátions bivalentes analisados, o cobre é o segundo metal mais adsorvido por solos e seus constituintes, ficando apenas atrás do chumbo.

4. METODOLOGIA

Todas as atividades desta pesquisa foram realizadas no Laboratório Computacional de Térmica e Fluidos (LCTF/UAEM/CCT/UFCG) e no Laboratório de Pesquisa em Fluidodinâmica e Imagem (LPFI/UAEQ/CCT/UFCG).

4.1 Descrição do problema

Para este trabalho, considera-se a análise do problema de dispersão de poluentes no solo oriundo do vazamento em uma lagoa de estabilização genérica, cujo formato tem semelhança com o que está exibido nas Figuras 4.1, 4.2 e 4.3. Na Figura 4.4 encontra-se representada uma ilustração de uma lagoa de estabilização que pode ser usada na obtenção de uma solução numérica.

Figura 4.1 – Lagoa de estabilização vazia, com formato de tronco de pirâmide invertida.



FONTE: www.sanesul.ms.gov.br

Acesso em 10/06/2015.

Figura 4.2 – Lagoa de estabilização.



FONTE: www.osvaldocruz.sp.gov.br 640 × 480

Acesso em 10/06/2015.

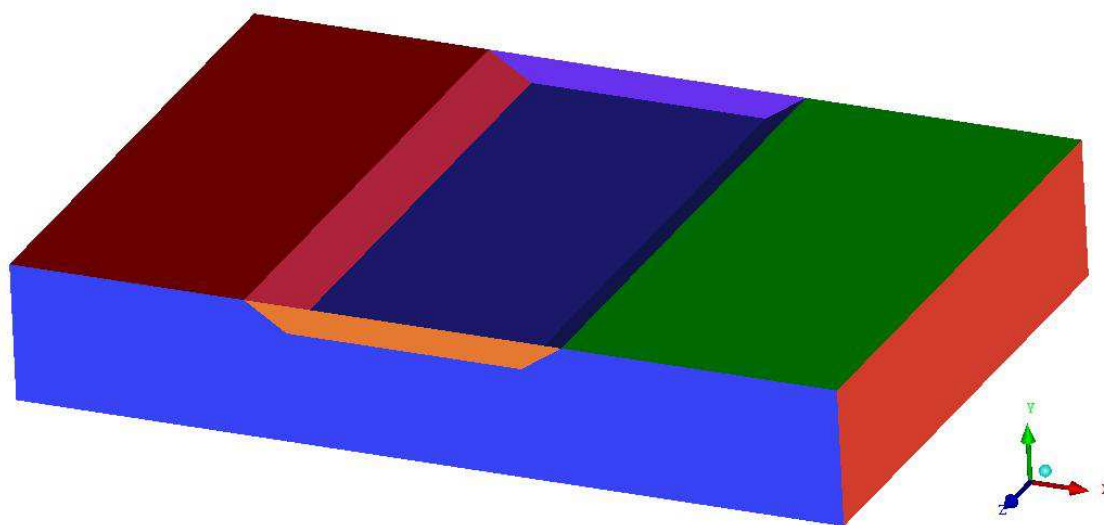
Figura 4.3 – Lagoa de estabilização evidenciando os taludes impermeabilizados.



FONTE: casal.al.gov.br.

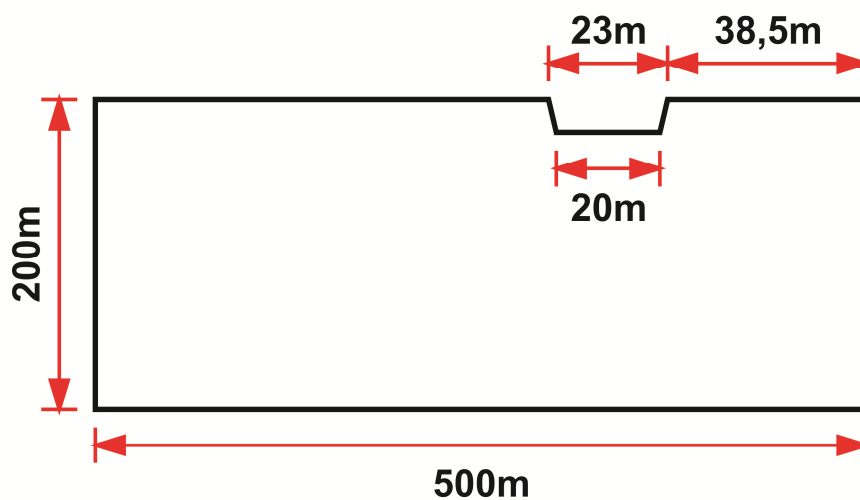
Acesso em 10/06/2015.

Figura 4.4 – Ilustração tridimensional de uma lagoa de estabilização.



Com o propósito de estudar a dispersão dos poluentes oriundos do vazamento em uma lagoa de estabilização, fez-se um corte na Figura 4.4, tomando-se como base uma geometria bidimensional no plano yz de 500 m de comprimento por 200 m de altura, de forma que a coordenada y representa a profundidade e a coordenada z o alcance longitudinal da pluma. A lagoa de estabilização foi considerada com 20 m de comprimento, com taludes que formam um ângulo de inclinação de 35 graus, conforme ilustrado na Figura 4.5. Considerou-se regime laminar, estado transiente, meio poroso isotrópico. Consideraram-se contaminantes o cádmio e o cobre.

Figura 4.5 – Representação geométrica do problema.



4.2 Malha

A malha utilizada é constituída de 88892 elementos e 59562 nós, conforme ilustrado na Figura 4.6; para sua construção foi usado o *software* computacional ICEM CFD 12.1 da ANSYS®.

Figura 4.6 - Visualização da malha gerada da lagoa de estabilização no plano YZ.

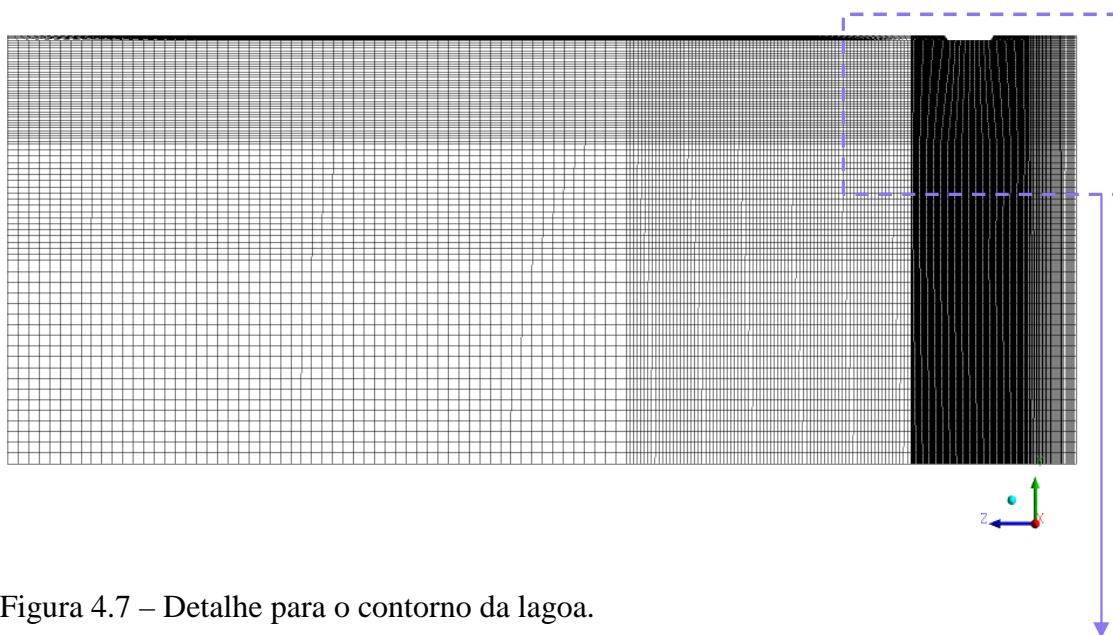
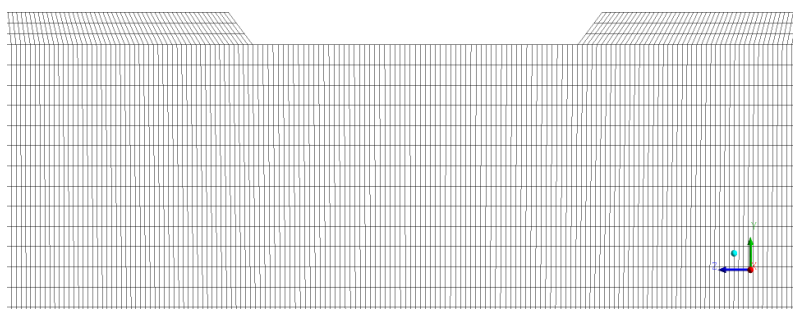


Figura 4.7 – Detalhe para o contorno da lagoa.



A fim de verificar a dependência da malha, foram utilizadas diferentes malhas com diferentes densidades de elementos hexaédricos: a primeira (denominada de Malha 1) tem 7542 elementos hexaédricos (Figura 4.8), a segunda (denominada de Malha 2) tem 17259 elementos (Figura 4.9) e a terceira (denominada de Malha 3) 32845 (Figura 4.10).

Figura 4.8 – Representação da Malha 1.

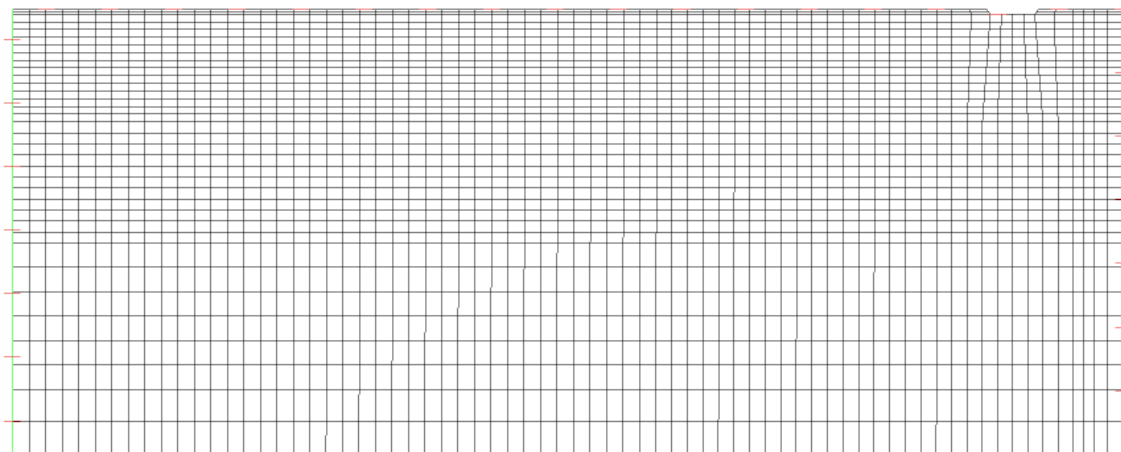


Figura 4.9 - Representação da Malha 2.

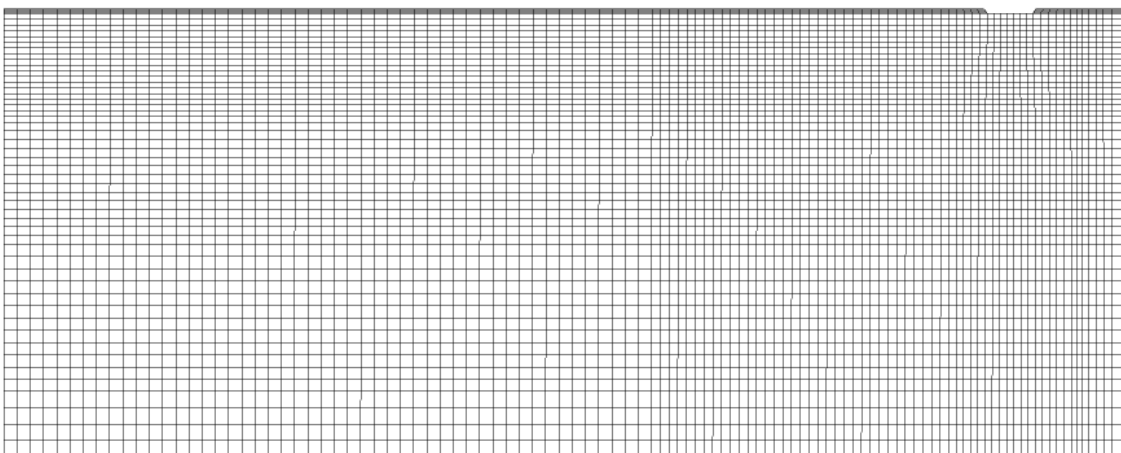
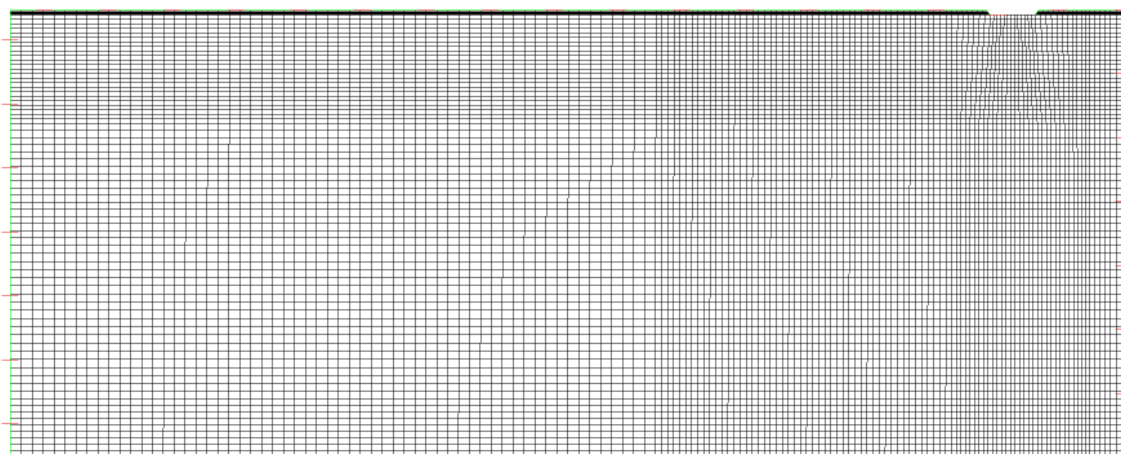


Figura 4.10 - Representação da Malha 3.



4.3 Modelagem Matemática

O modelo matemático completo para o meio poroso é uma generalização das equações de Navier-Stokes comumente usadas para escoamentos em regiões porosas. O modelo mantém ambos os termos de advecção e difusão.

Adotaram-se as seguintes considerações para o modelo:

- porosidade e permeabilidade constantes e distribuídas uniformemente;
- não ocorre adsorção;
- o solo está saturado com água;
- o regime de escoamento é laminar;
- não há reação química.

Com base nestas considerações as equações de conservação podem ser escritas como sendo:

$$\frac{\partial(\Phi\rho)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \mathbf{K} \cdot \vec{v}) = 0 \quad (4.1)$$

e

$$\begin{aligned} \frac{\partial(\Phi\rho\vec{v})}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho(\mathbf{K} \cdot \vec{v}) \otimes \vec{v}) - \nabla \cdot \left(\mu_e \mathbf{K} \cdot \left(\nabla \vec{v} + (\nabla \vec{v})^T - \frac{2}{3} \delta \nabla \cdot \vec{v} \right) \right) \\ = \Phi S_M - \Phi \nabla p \end{aligned} \quad (4.2)$$

onde \vec{v} é o vetor velocidade, ρ é a densidade, Φ é a porosidade, $\mathbf{K} = (K^{ij})$ é um tensor de segunda ordem simétrico, chamado de tensor permeabilidade, μ_e é a viscosidade efetiva – ou a viscosidade laminar ou uma quantidade turbulenta, S_M é uma fonte de momento, definida por $-R \cdot \vec{v}$ (onde $R = (R^{ij})$ e representa uma resistência ao escoamento no meio poroso) e p é a pressão.

A perda de momento através de uma região porosa isotrópica pode ser formulada usando os coeficientes de permeabilidade como segue:

$$S_{M,x} = -\frac{\mu}{K_{perm}}u \quad (4.3)$$

$$S_{M,y} = -\frac{\mu}{K_{perm}}v \quad (4.4)$$

$$S_{M,z} = -\frac{\mu}{K_{perm}}w \quad (4.5)$$

Onde o termo à direita representa as perdas viscosas e K_{perm} é a permeabilidade. A fonte pode ser formulada alternativamente usando um coeficiente de resistência linear como segue:

$$C_{R1} = \frac{\mu}{K_{perm}} \quad (4.6)$$

Além das equações acima, utilizou-se a lei de Fick:

$$\frac{\partial(\rho Y_i)}{\partial t} + \vec{v} \cdot \nabla(\rho Y_i) = \nabla \cdot (\rho D_{AB} \nabla Y_i) \quad (4.7)$$

Tomando $C = \rho Y_i$, onde Y_i é a fração mássica do componente i, obtém-se:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} + \vec{u} \cdot \nabla C_i = D_{AB} \nabla^2 C_i \quad (4.8)$$

onde C_i é a concentração da espécie química e D_{AB} o coeficiente de difusão da espécie A no solvente B.

4.4 Condições de contorno

Na malha de referência, mostrada na Figura 4.6, foram estabelecidas as condições de contorno de acordo com a geometria da Figura 4.5. O resultado encontra-se ilustrado nas Figuras 4.11 e 4.12.

Figura 4.11- Condições de contorno.

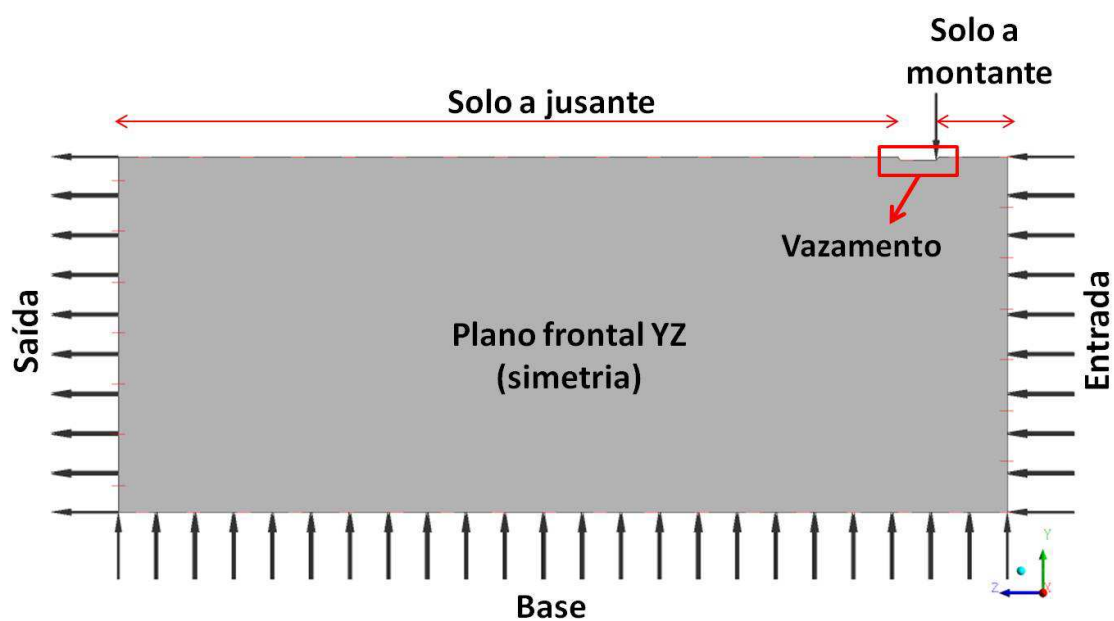
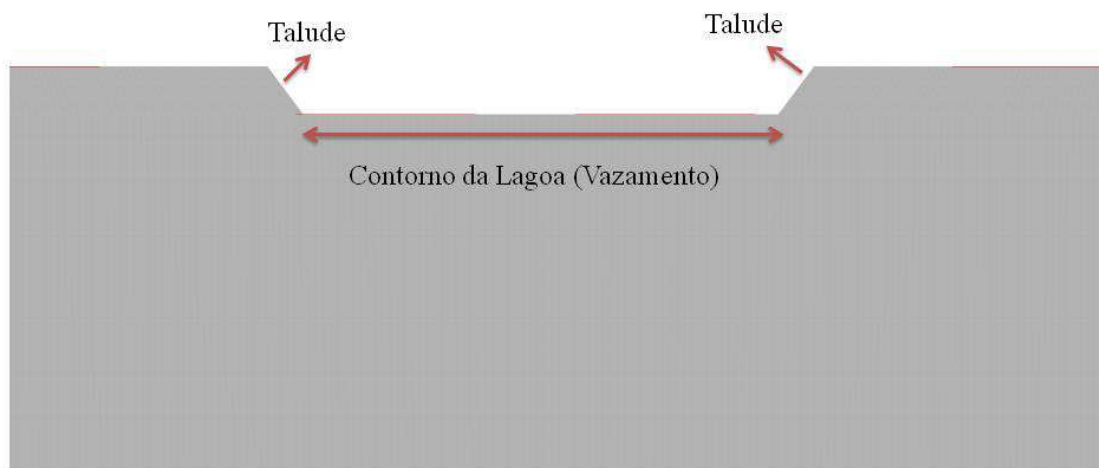


Figura 4.12 – Condições de contorno com a região do vazamento em destaque.



a) Vazamento

Nesta condição de contorno, o vazamento da lagoa foi assumido como sendo a entrada norte no domínio de estudo (solo). Adotou-se um valor prescrito da velocidade normal e das concentrações de cádmio e cobre, o que é ilustrado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Descrição da condição de contorno de vazamento.

Variável	Valor
v_{vaz}	$6,95 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$
C_{cadmio}	$5 \times 10^{-2} \text{ mg/L}$
C_{cobre}	4 mg/L

b) Entrada

Na condição de contorno intitulada Entrada foi assumido um valor prescrito para o valor da velocidade de água.

$$v = 0 \quad (4.9)$$

$$w = v_e \quad (4.10)$$

onde v_{en} encontra-se na Tabela 4.5. Aqui as concentrações de cádmio e de cobre são nulas.

c) Saída

A condição de contorno na saída foi assumida prescrita, de 101325 Pa.

d) Base

Foi admitida uma condição de contorno prescrita:

$$v = 0 \quad (4.11)$$

$$w = v_e \quad (4.12)$$

onde v_e encontra-se na Tabela 4.5. As concentrações de cádmio e de cobre são nulas.

e) Plano de simetria

Nos planos yz (frente e trás) adotou-se a condição de contorno de simetria.

$$\frac{\partial u}{\partial x} = 0 \quad (4.13)$$

f) Solo a montante do vazamento

Adotou-se a condição de contorno de não deslizamento:

$$v = w = 0 \quad (4.14)$$

g) Solo a jusante do vazamento

Adotou-se a condição de contorno de não deslizamento:

$$v = w = 0 \quad (4.15)$$

h) Taludes

Os taludes são as partes inclinadas do solo que limita a lagoa de estabilização. No caso em estudo admite-se que não há escoamento através dos mesmos, de forma que se adotou a condição de contorno de não deslizamento:

$$v = w = 0 \quad (4.16)$$

As concentrações de cádmio e de cobre são nulas.

4.5 Propriedades físicas

O coeficiente de difusão do cádmio foi estimado a partir da correlação de Wilke-Chang (REID *et al.*, 1987), dado pela Equação 4.18.

$$D_{AB}^o = \frac{7,4 \times 10^{-8} (\varphi M_B)^{1/2} T}{\eta_B V_A^{0,6}} \quad (4.17)$$

onde D_{AB}^o = coeficiente de difusão mútua do soluto A em concentrações muito baixas no solvente B (cm^2/s)

M_B = massa molar do solvente B (g/mol)

T = temperatura (K)

η_B = viscosidade do solvente B (cP)

V_A = volume molar do soluto A em sua temperatura normal de bolha (cm^3/mol)

φ = fator de associação do solvente B (adimensional)

De acordo com REID et al., recomenda-se que φ seja escolhido como 2,6 se o solvente for a água. No caso em análise o solo está saturado com água, de forma que se utilizou o valor sugerido. Da mesma forma, tem-se $M_B = 18$ g/mol, $T = 298$ K, $\eta_B = 0,891$ cP. Os parâmetros físico-químicos são mostrados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Parâmetros físico-químicos dos contaminantes.

Parâmetros	Cádmio	Cobre
Densidade, ρ (g/cm ³)	8,65	8,92
Volume molar, V (cm ³ /mol)	13,00	7,12
Difusividade em água, D_{AB} (cm ² /s)	$3,63 \times 10^{-5}$	$5,21 \times 10^{-5}$

4.6 Casos estudados

A Tabela 4.3 apresenta as quantidades de elementos existentes na malha bidimensional. As simulações foram feitas para as seguintes condições de entrada:

$v_{vaz} = 6,95 \times 10^{-5}$ cm/s, $v_e = 2 \times 10^{-5}$ cm/s, $t = 34$ anos, $C_{cadmio} = 5 \times 10^{-2}$ mg/L, $C_{cobre} = 4$ mg/L, $K = 1 \times 10^{-11}$ m²

Tabela 4.3 – Casos analisados: dependência da malha

Casos	Nº de elementos
M1	7542
M2	17259
M3	32845
M4 (ref.)	88892

Nas Tabelas 4.4 e 4.5 estão representados os casos simulados para um tempo de contaminação de 34 anos, usando a malha de referência. Na Tabela 4.4 estão os casos

em que se analisa a dependência dos resultados com a velocidade de vazamento, mantendo-se constantes a velocidade de entrada, a concentração de cádmio, a concentração de cobre e a permeabilidade.

Tabela 4.4 – Casos analisados para a influência da velocidade de vazamento.

Casos	v_{vaz} (cm/s)	v_e (cm/s)
1	2×10^{-5}	2×10^{-5}
2	4×10^{-5}	2×10^{-5}
3	$6,95 \times 10^{-5}$	2×10^{-5}
4	8×10^{-5}	2×10^{-5}
5	1×10^{-4}	2×10^{-5}
6	2×10^{-4}	2×10^{-5}

Na Tabela 4.5 estão representados os casos em que se analisa a dependência dos resultados com a velocidade de entrada lateral de água e mantendo-se constantes a velocidade de vazamento, a concentração de cádmio, a concentração de cobre e a permeabilidade.

Tabela 4.5 - Casos analisados para a influência da velocidade de entrada.

Casos	v_{vaz} (cm/s)	v_e (cm/s)
7	$6,95 \times 10^{-5}$	0
8	$6,95 \times 10^{-5}$	2×10^{-5}
9	$6,95 \times 10^{-5}$	4×10^{-5}
10	$6,95 \times 10^{-5}$	8×10^{-5}
11	$6,95 \times 10^{-5}$	1×10^{-4}
12	$6,95 \times 10^{-5}$	2×10^{-4}

4.7 Propriedades e parâmetros

De acordo com a Tabela 3 da PORTARIA Nº 518/2004 do MINISTÉRIO DA SAÚDE, o padrão de potabilidade para o cádmio é de 5×10^{-3} mg/L e para o cobre é de 2 mg/L, sendo que se define padrão de potabilidade como conjunto de valores permitidos

como parâmetro da qualidade da água para consumo humano, conforme definido na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde. Assumiu-se o valor da densidade do cádmio informado em MOTTA (2005). Os valores da permeabilidade e da porosidade foram tomados como valores médios para um solo areno-argiloso. Para a entrada lateral de água assumiu-se o valor de 2×10^{-5} cm/s, conforme a Tabela 4.6, e para o valor da velocidade de vazamento tomou-se por base os valores disponíveis em WOLFBERG *et al.* (1980).

Tabela 4.6 – Parâmetros e propriedades para o caso de referência.

C_o^{Cd}	5×10^{-2} mg/L
C_o^{Cu}	4 mg/L
ρ_{Cu}	8,92 g/cm ³
ρ_{Cd}	8,65 g/cm ³
$D_{Cu}^{H_2O}$	$5,21 \times 10^{-5}$ cm ² /s
$D_{Cd}^{H_2O}$	$3,63 \times 10^{-5}$ cm ² /s
C_e	0
k	1×10^{-11} m ²
ϕ	0,30
v_e	2×10^{-5} cm/s
v_{vaz}	$6,95 \times 10^{-5}$ cm/s
Temperatura	25°C

Realizaram-se as simulações utilizando o método matemático dos volumes finitos implementados no pacote computacional *ANSYS CFX 12.0*, usando um Servidor Quad-Core Intel Dual Xeon Processador E5430 de 2.66GHz com 16 GB de memória RAM disponibilizados nos laboratórios LPFI (Laboratório de Pesquisa em Fluidodinâmica e Imagem) e LCTF (Laboratório Computacional de Térmica e Fluidos) das Unidades Acadêmicas de Engenharia Química e Engenharia Mecânica, respectivamente, da Universidade Federal de Campina Grande. As demais configurações estão exibidas na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Configurações de entrada do CFX-Pre

RMS	1e-8
Passo de tempo	500 h
Tempo total analisado	300 000 h
Frequência de saída dos transientes	4 380 h
Domínio	Poroso
Gravidade	-9,81 m s ⁻² (direção y)
Pressão Estática	101 325 Pa

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram feitas várias simulações, avaliando-se a influência do grau de refinamento da malha, da velocidade de vazamento, da velocidade de entrada lateral de água e do tempo de vazamento. Tomou-se um caso de referência, usando as propriedades de um solo areno-argiloso e os dados de velocidade de vazamento disponíveis em WOLFBERG *et al.* (1980); as condições de entrada no CFX-Pre são mostradas nas Tabelas 4.6 e 4.7. Para o caso de referência se analisou a dependência de malha e a influência do tempo de vazamento; obteve-se resultados para a variação da concentração de cádmio e de cobre com o tempo, com a coordenada y e com a coordenada z, a variação da pressão com o tempo, com y e com z e a variação da velocidade média com o tempo, y e z. Tomaram-se outros 12 casos. Nos casos 1 a 6 analisou-se a dependência dos resultados com a velocidade de vazamento, mantendo-se constantes os outros parâmetros. Nos casos 7 a 12 analisou-se a dependência dos resultados com a velocidade de entrada lateral de água, mantendo-se os outros parâmetros constantes.

5.1 Análise de dependência da malha

As Figuras 5.1, 5.2, 5.3 e 5.4 ilustram o campo de concentração de cádmio sobre o plano yz para 34 anos de vazamento usando as malhas 1, 2, 3 e a malha de referência, respectivamente. Qualitativamente, observa-se que o comportamento da pluma é praticamente o mesmo. A fim de se ter um resultado quantitativo, obteve-se as curvas de concentração do cádmio em função do tempo (Figura 5.5), da coordenada y (Figura 5.6) e da coordenada z (Figura 5.7), de forma que se pode afirmar que o grau de refinamento da malha não interfere no resultado da simulação.

Figura 5.1 – Campo de concentração de cádmio para a malha 1.

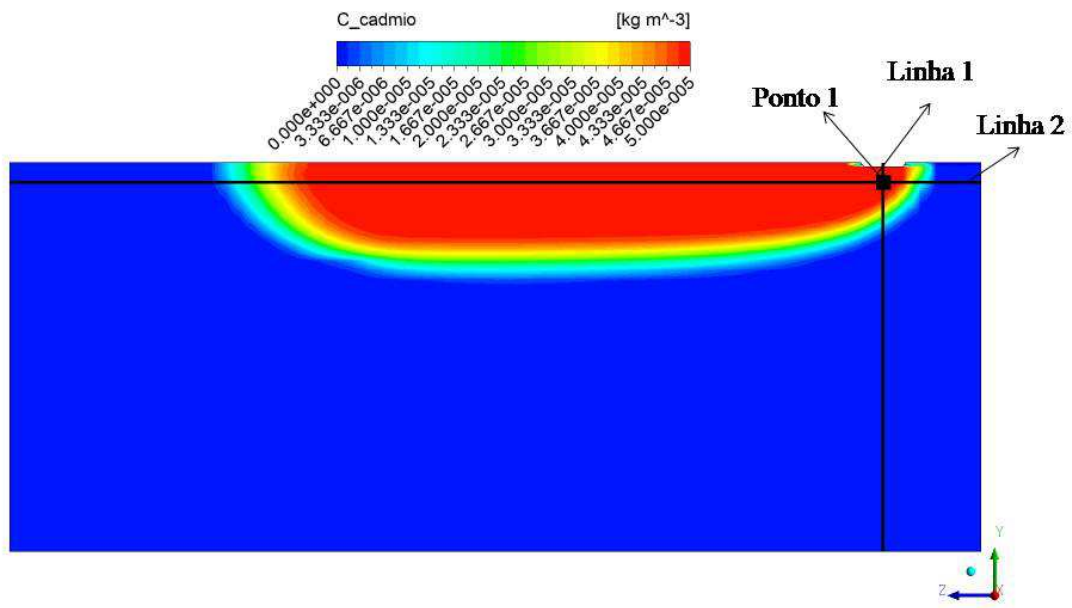


Figura 5.2 – Campo de concentração de cádmio para a malha 2.

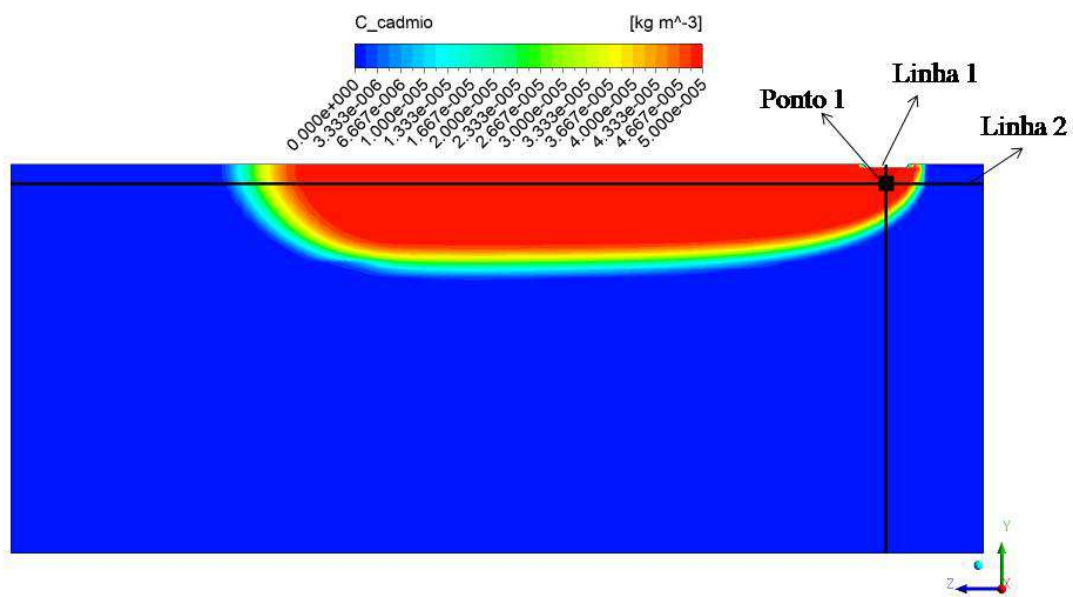


Figura 5.3 – Campo de concentração de cádmio para a malha 3.

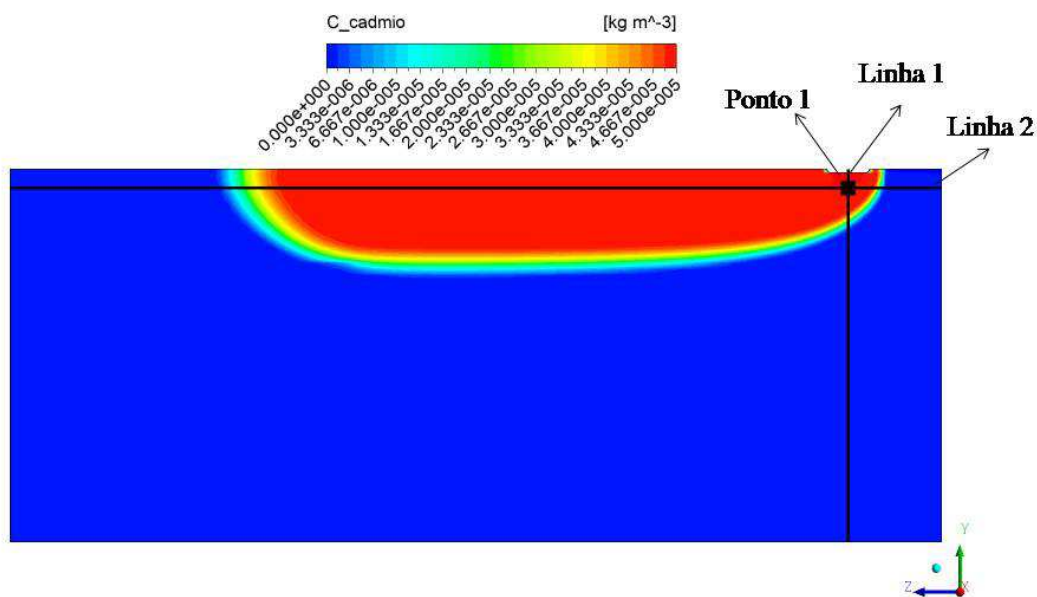
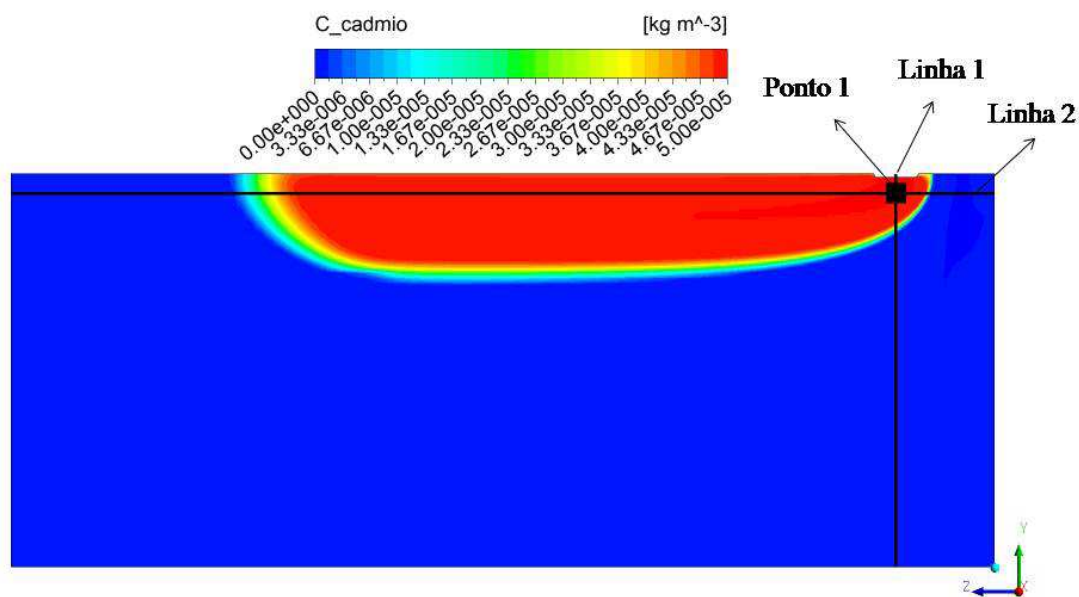
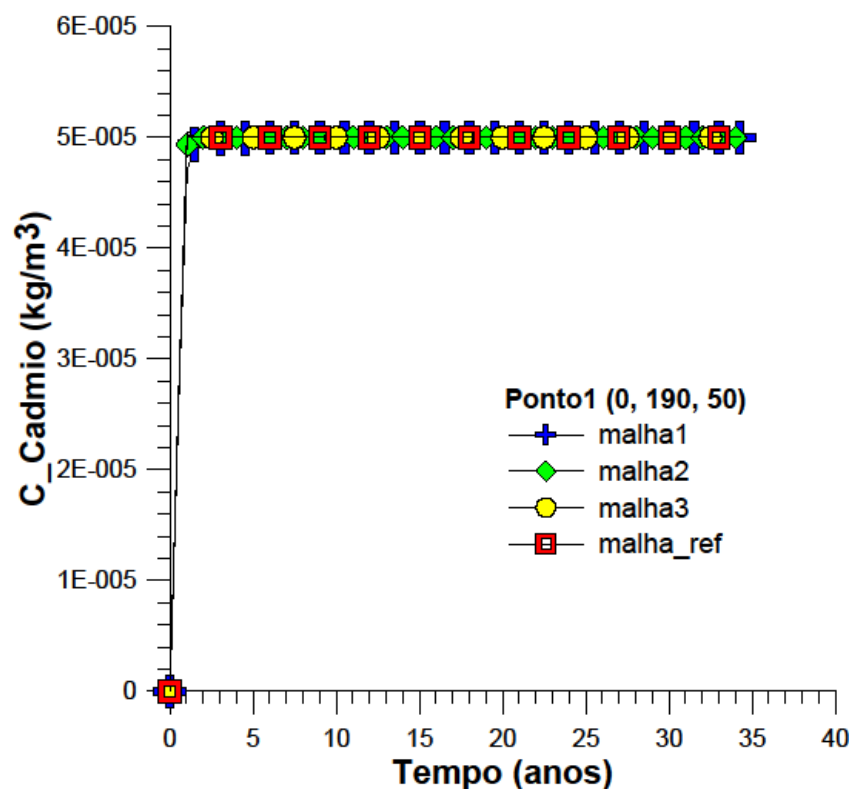


Figura 5.4 – Campo de concentração de cádmio para a malha de referência.



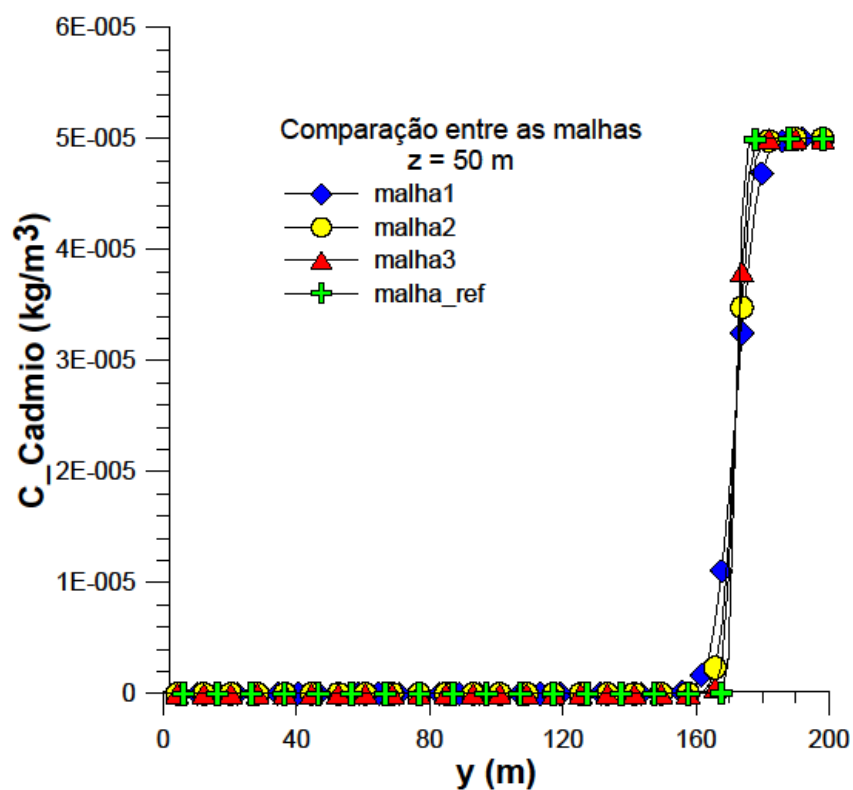
As curvas referentes às três malhas se sobrepõem ao se analisar a concentração de cádmio em função do tempo (Figura 5.5) para o ponto de coordenadas (0,190,50), localizado 8 m abaixo da lagoa.

Figura 5.5 – Concentração de cádmio em função do tempo: comparação entre as malhas.



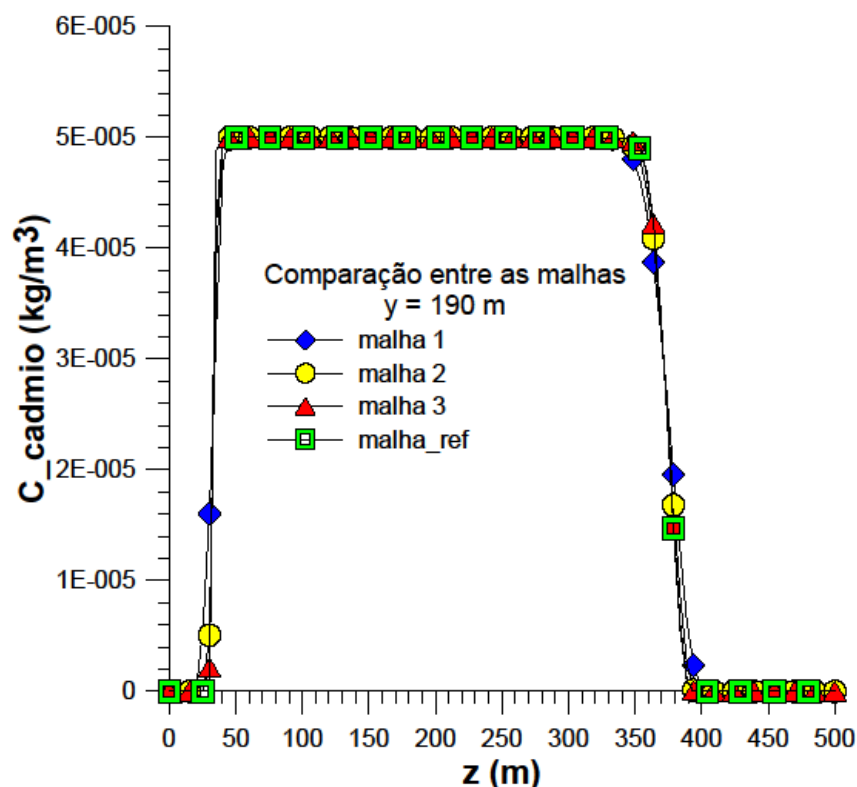
Tomando-se uma linha vertical ($z = 50\text{m}$) ao longo do meio poroso e plotando-se o gráfico da concentração de cádmio em função da coordenada y , observa-se que as curvas das três malhas praticamente se sobrepõem (Figura 5.6).

Figura 5.6 – Concentração de cádmio em função da coordenada y: comparação entre as malhas.



Da mesma forma, ao se analisar a concentração de cádmio com a coordenada z, ao longo de uma linha horizontal constante ($y = 190$ m), viu-se uma sobreposição das curvas dos quatro casos, conforme pode ser visto na Figura 5.7, de modo que se pode dizer que a malha não influencia nos resultados. Escolheu-se como referência a malha mais refinada com o propósito de maior precisão nos cálculos, visto que, quanto mais refinada a malha, mais o resultado numérico se aproxima do resultado analítico.

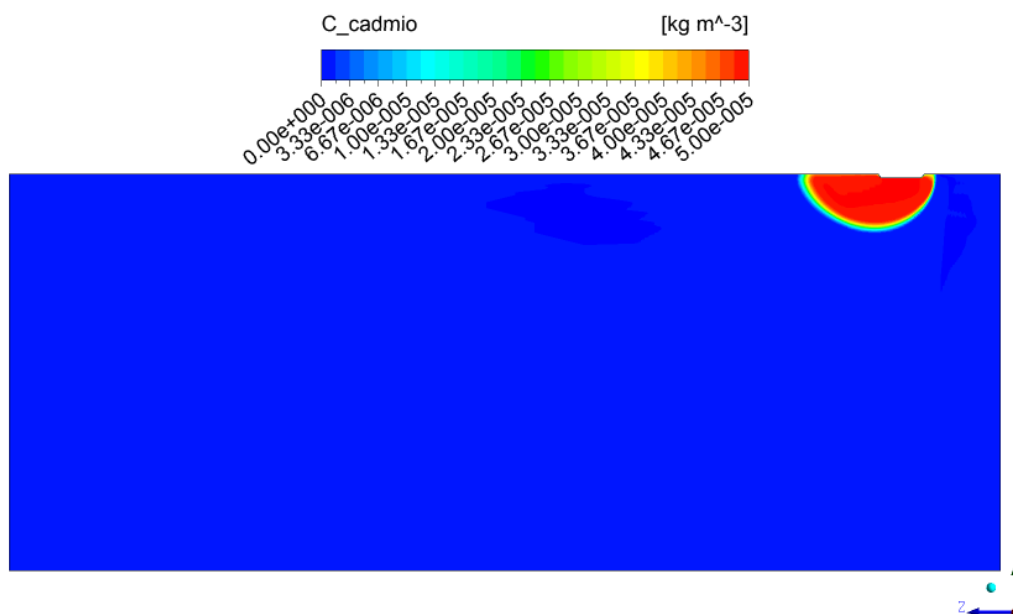
Figura 5.7 – Concentração de cádmio em função da coordenada z: comparação entre as malhas.



5.2 Caso da pluma de 3 anos

A fim de se comparar qualitativamente este trabalho com o resultado expresso por ACERBI (2010) e mostrado na Figura 3.8, fez-se a simulação da pluma de três anos, conforme ilustra a Figura 5.8 e plotou-se o gráfico da concentração de cádmio (C_{Cadmio}) em função do tempo, percorrendo-se a pluma inicialmente na vertical (pontos 1 a 5) e depois horizontalmente (pontos 6 a 10), conforme mostrado nas Figuras 5.9a e 5.9b. Os gráficos são mostrados nas Figuras 5.10 e 5.11.

Figura 5.8 – Pluma de cádmio três anos depois do início do vazamento.



Conforme pode ser visto na Figura 5.9a, o ponto 9 é o mais próximo ao vazamento, de modo que ele atinge rapidamente a concentração máxima de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ (em cerca de 75 dias, de acordo com o gráfico da Figura 5.10). O ponto 2 atinge $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ em cerca de 1 ano. Os pontos 3 e 4 atingem tal concentração somente ao final dos três anos, enquanto o ponto 5 não é alcançado pela pluma. Pôde-se verificar também que em 3 anos a pluma alcançou 20 m de profundidade e 61 m de distância longitudinal.

Figura 5.9 – Localização dos pontos considerados para a plotagem dos gráficos.

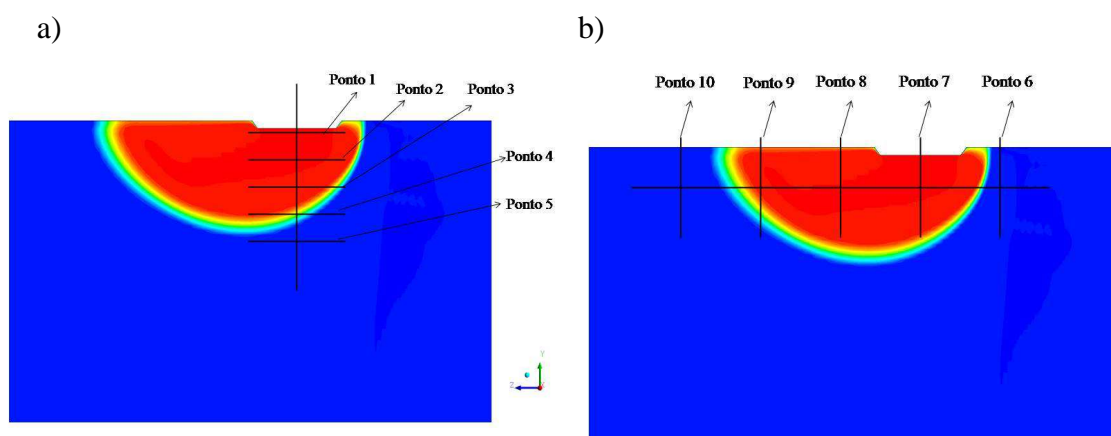
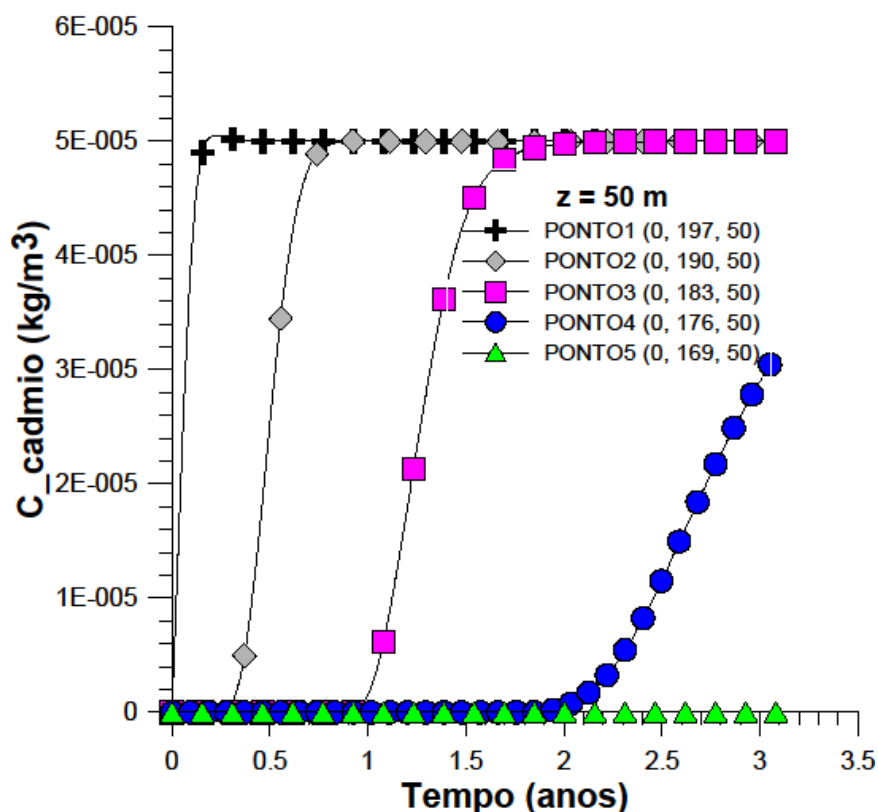
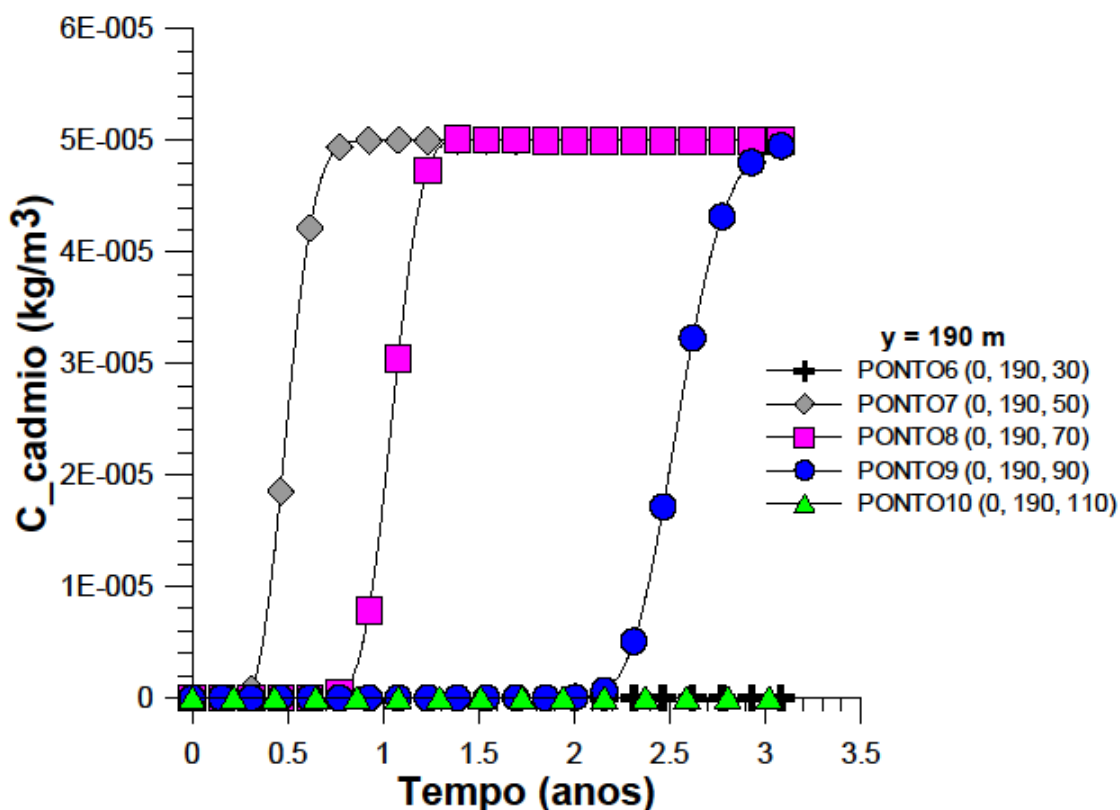


Figura 5.10 - Variação da concentração de cádmio com o tempo para várias profundidades na coordenada $z = 50\text{m}$.



Analisando-se o percurso horizontal da pluma observa-se que o ponto 6 (0,193,30), que é anterior ao local de vazamento, permanece com concentração praticamente nula todo o período, como era esperado. O ponto 7, o mais próximo ao vazamento e dentro da pluma, atinge em cerca de 1 ano a concentração máxima de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$. O ponto 8 atinge tal concentração máxima em 1 ano e 7 meses, aproximadamente; já o ponto 9 atinge tal concentração em cerca de 3 anos e 1 mês. O ponto 10 permanece com a concentração nula durante todo o período.

Figura 5.11 - Variação da concentração de cádmio com o tempo para varias distâncias e na coordenada $y = 193$ m (profundidade de 7 m).



Com o objetivo de analisar também a variação da concentração com as distâncias vertical e longitudinal, para este tempo de 3 anos, plotou-se os gráficos da concentração de cádmio em função da coordenada y (Figura 5.13) e da coordenada z (Figura 5.15), de modo que as linhas analisadas coincidam com a pluma de 34 anos.

Como pode ser observado na Figura 5.13, o perfil da curva de concentração do cádmio em função da coordenada y , a concentração de cádmio é nula em quase todo o domínio. Ao se aproximar do local do vazamento, a concentração atinge seu valor máximo de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$.

Comparando-se a linha 1 da Figura 5.12 (linha vertical sobre a pluma de 3 anos) com a Figura 5.22 (linhas verticais sobre a pluma de 34 anos), observa-se que apenas a primeira linha, de coordenada $z = 50\text{m}$, é comum às duas figuras, apresentando o mesmo comportamento, conforme ilustra os gráficos das Figuras 5.13 e 5.23.

Figura 5.12 – Visualização, na pluma, da linha considerada na Figura 5.13.

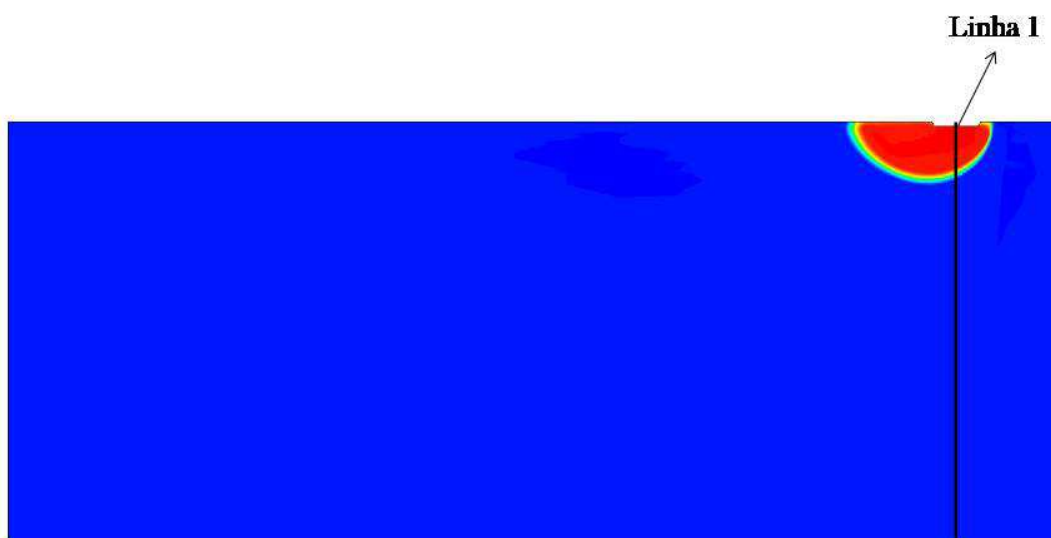
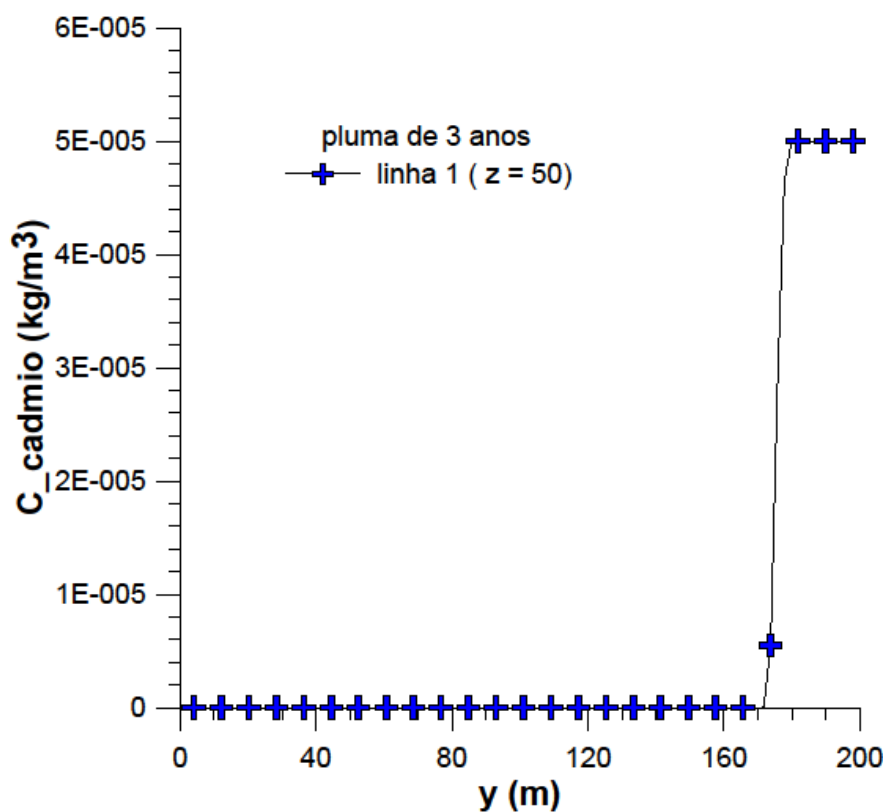


Figura 5.13 – Concentração de cádmio em função da coordenada y , para uma linha z constante e igual a 50m.



Ao se analisar a curva de cada linha horizontal mostrada na Figura 5.14, vê-se que as linhas 5 e 6 não passam pela pluma, de forma que a concentração de cádmio é

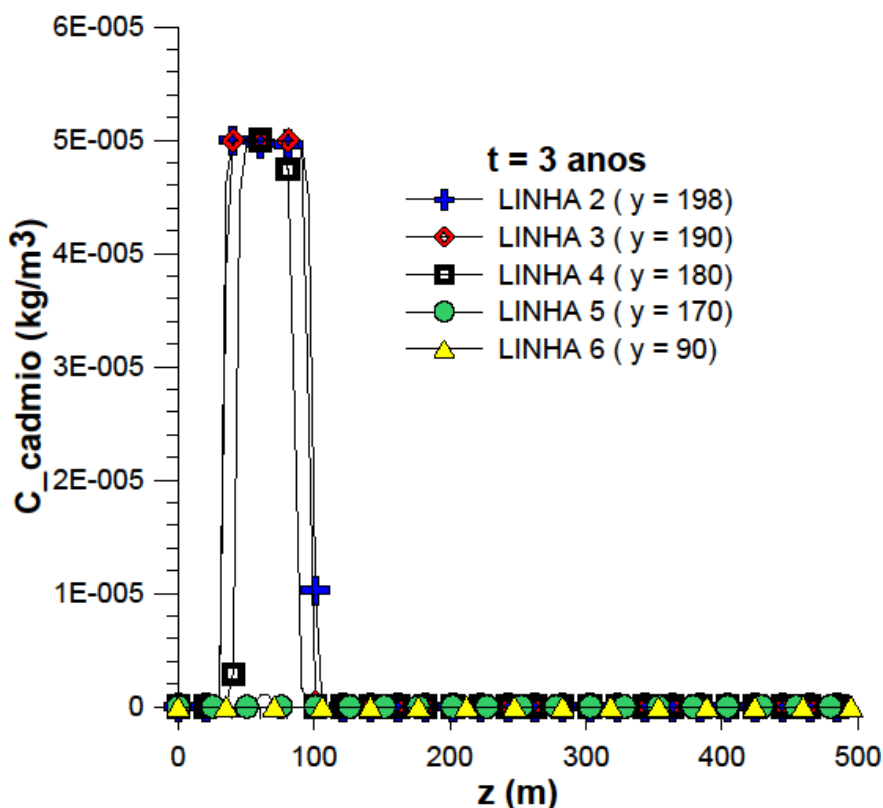
nula ao longo das mesmas. As linhas 2, 3 e 4 atingem um pico de concentração no local da pluma, e depois diminuem até que a concentração de cádmio seja igual a zero.

Comparando-se as Figuras 5.14 e 5.24 observa-se que as mesmas apresentam linhas com as mesmas coordenadas, a saber, $y = (90, 170, 180, 190 \text{ e } 198)\text{m}$. Os gráficos das Figuras 5.15 e 5.25 mostram um comportamento diferente, pois a pluma de 3 anos e a pluma de 34 anos alcançaram profundidades e distâncias longitudinais diferentes.

Figura 5.14 - Visualização, na pluma, das linhas consideradas na Figura 5.15.



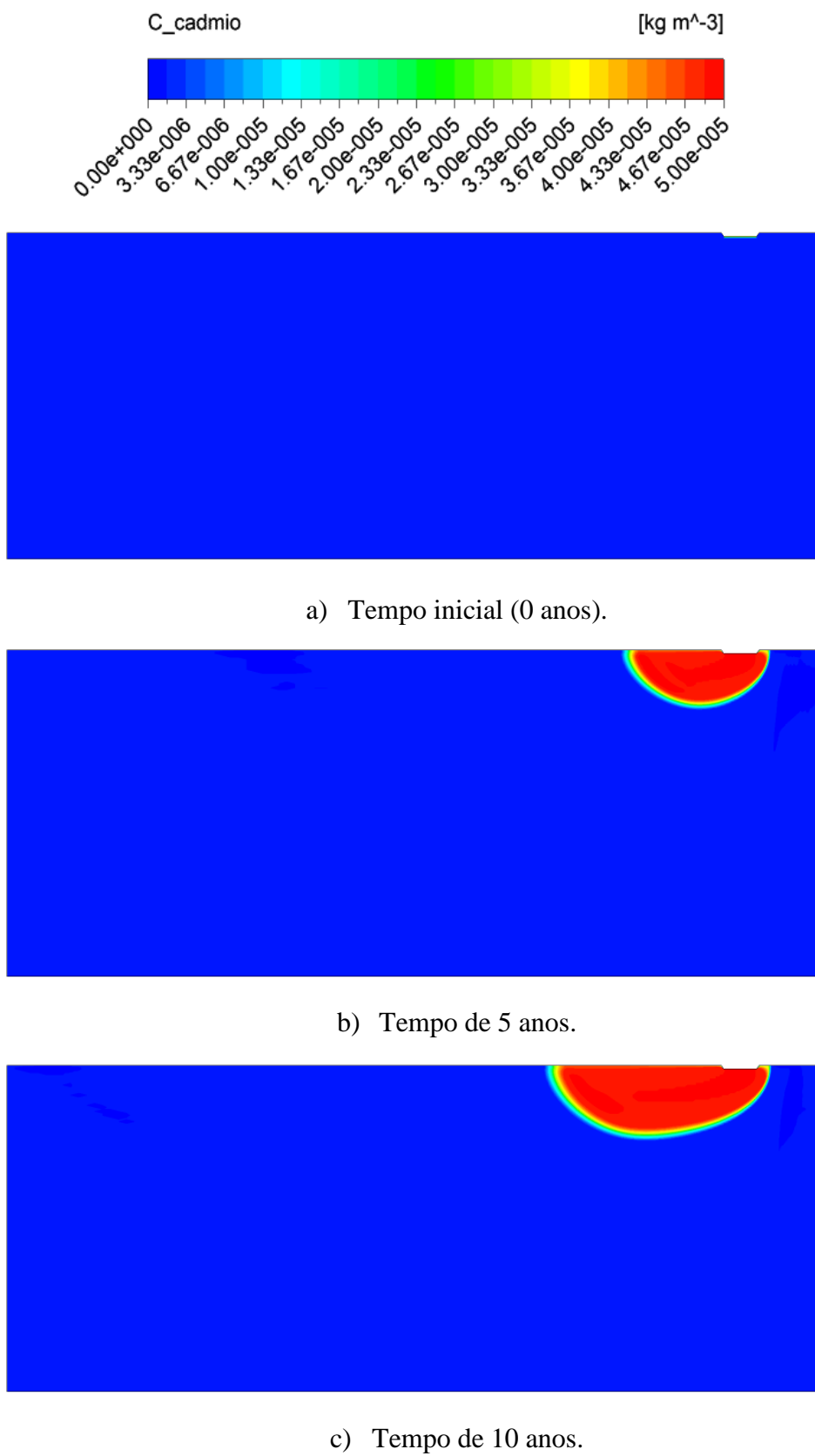
Figura 5.15 – Concentração de cádmio em função da coordenada z , para várias linhas y constantes (90;170;180;190;198)m.

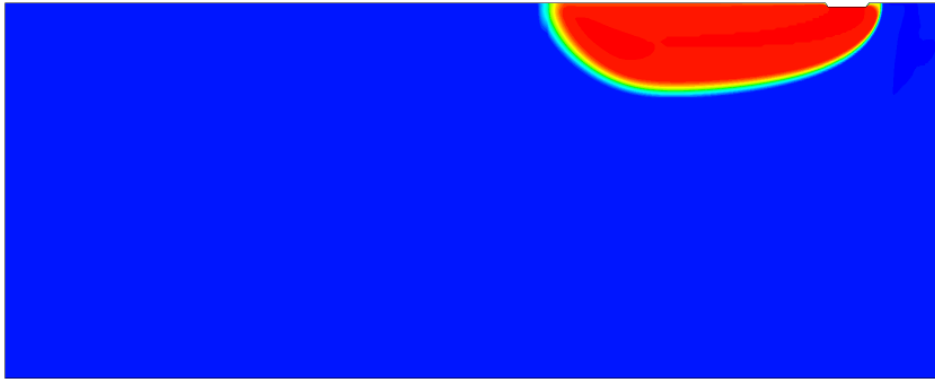


5.3 Caso de referência

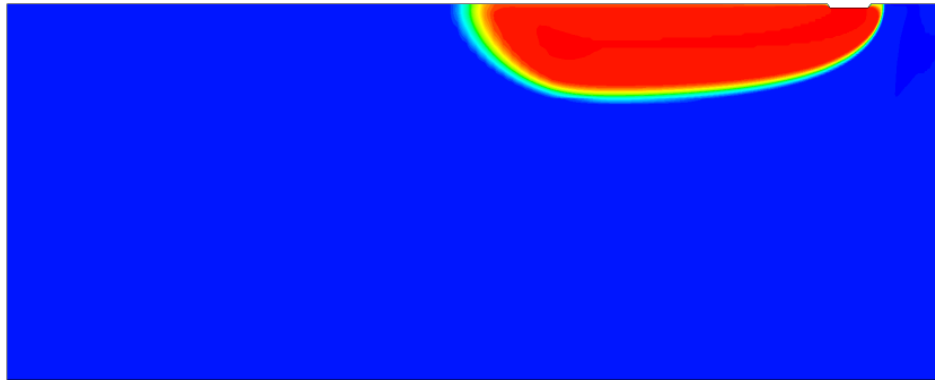
O caso de referência foi tomado como um caso base porque ele abrange as condições que mais se aproximam de um caso real, as quais se encontram na Tabela 4.6. A partir dele realizaram-se as simulações dos outros casos. A Figura 5.16 ilustra o avanço da pluma de cádmio com o tempo sobre o plano yz para diferentes tempos (0, 5, 10, ... 34 anos) e a Figura 5.17, o avanço da pluma de cobre para os mesmos tempos considerados. O perfil da pluma pode ser devido à gravidade, difusão e advecção, e o movimento da água dá-se em resposta a diferenças de potencial da água (REICHARDT, 1985). Observa-se, depois de 20 anos, um achatamento da pluma, que pode ser devido ao valor de permeabilidade escolhido do solo ser baixo e aos efeitos advectivos.

Figura 5.16 - Avanço da pluma de cádmio com o tempo.

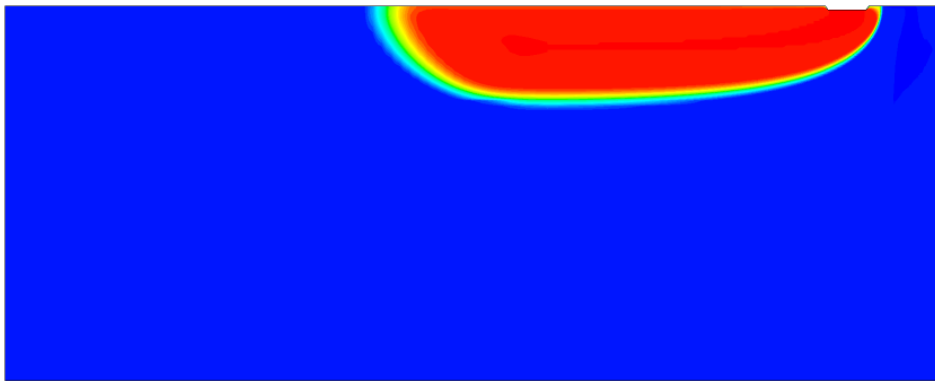




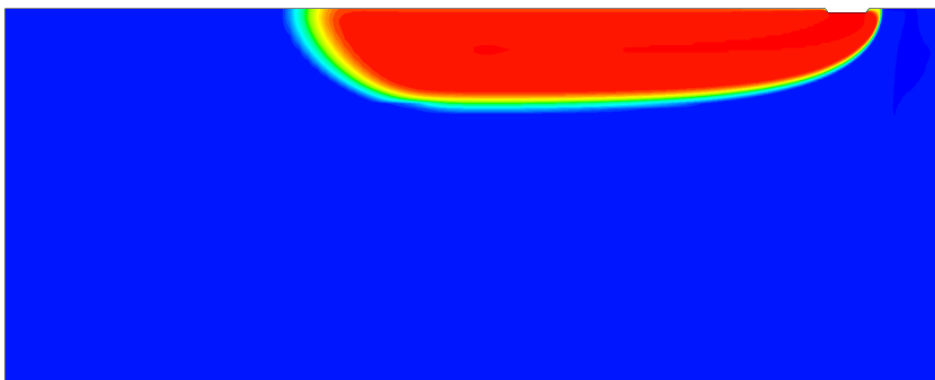
d) Tempo de 15 anos.



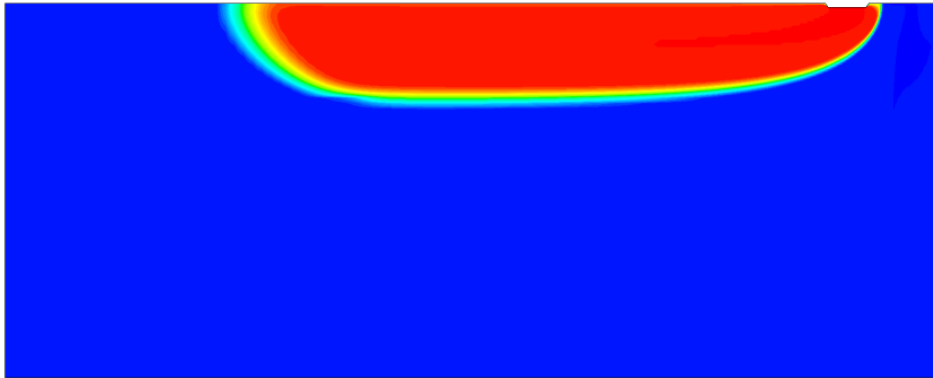
e) Tempo de 20 anos.



f) Tempo de 25 anos.

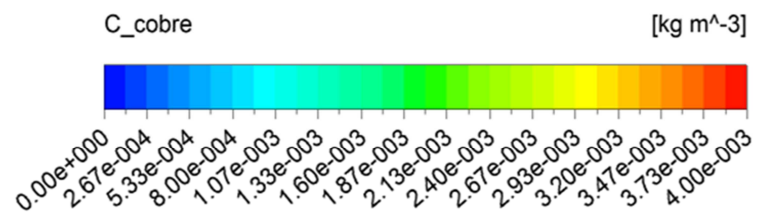


g) Tempo de 30 anos.



h) Tempo de 34 anos.

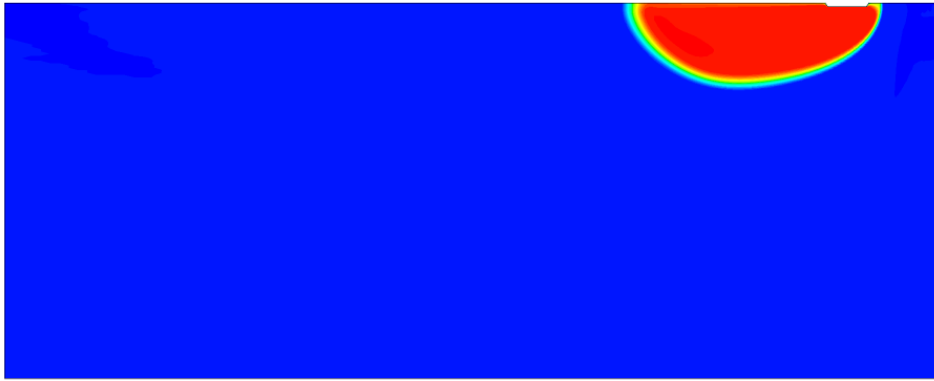
Figura 5.17 - Avanço da pluma de cobre com o tempo.



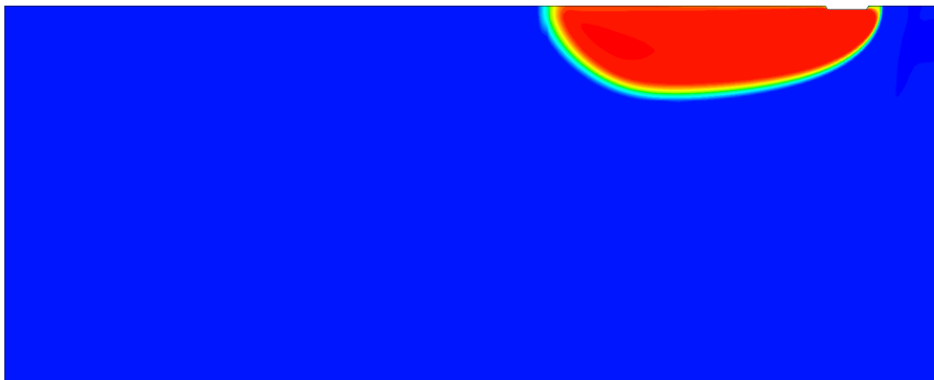
a) Tempo inicial (0 anos).



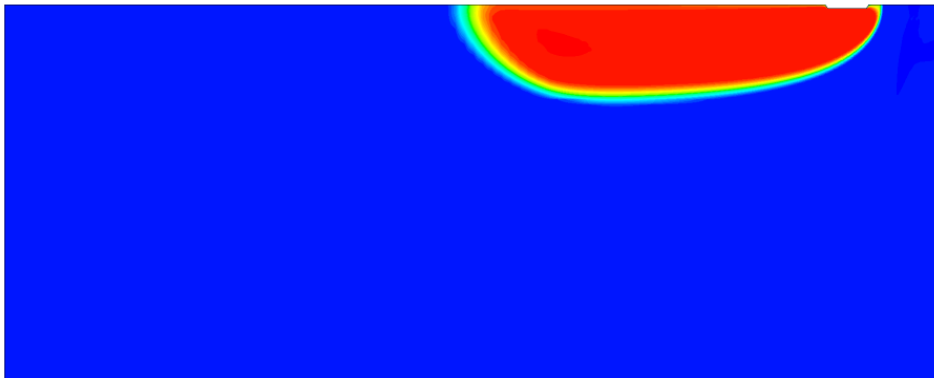
b) Tempo de 5 anos



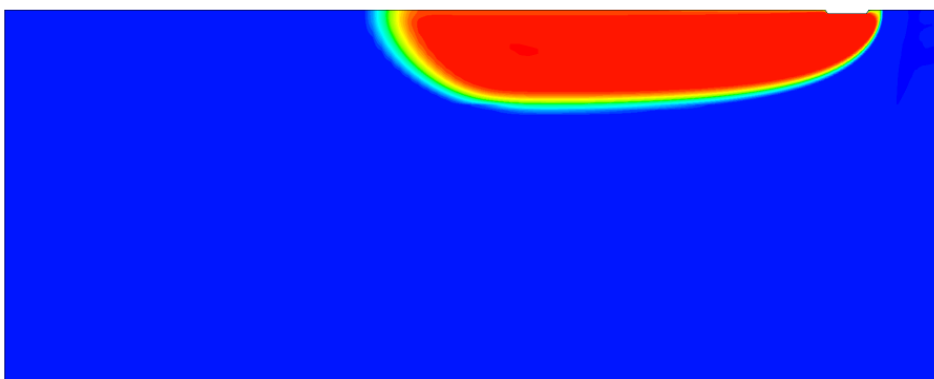
c) Tempo de 10 anos.



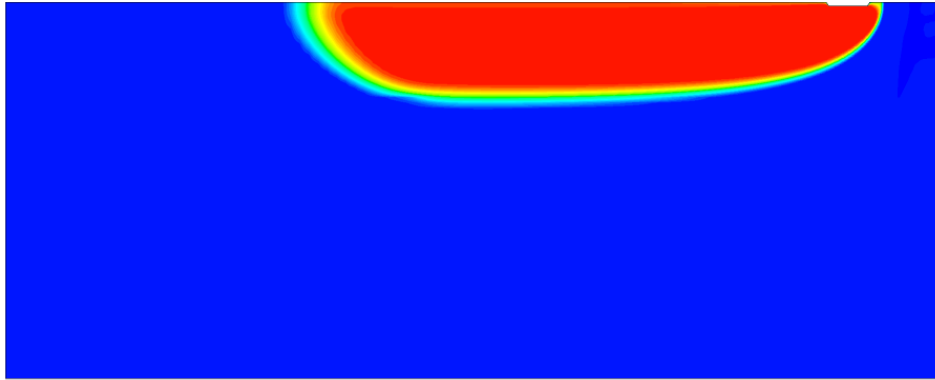
d) Tempo de 15 anos.



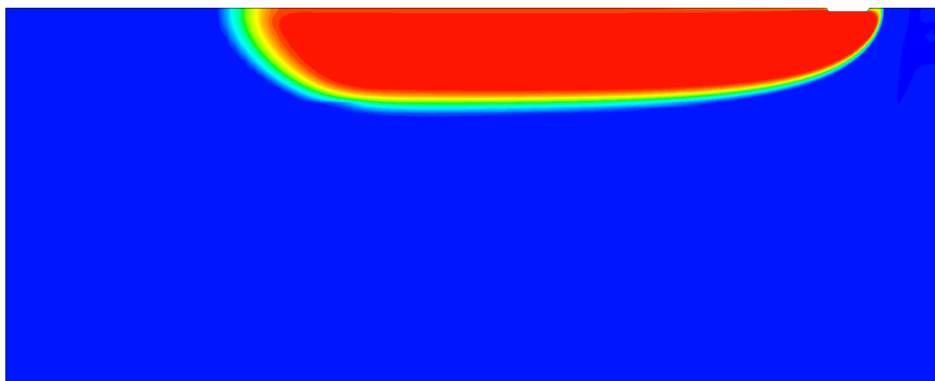
e) Tempo de 20 anos.



f) Tempo de 25 anos.



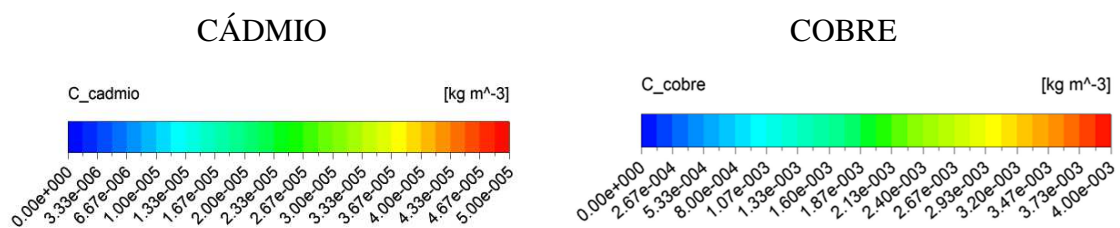
g) Tempo de 30 anos.



h) Tempo de 34 anos.

A seguir mostra-se um quadro comparativo do avanço das plumas de cádmio e cobre para os tempos inicial, 5, 10, 20 e 30 anos. Observa-se que a pluma de cobre apresenta comportamento semelhante à pluma de cádmio, o que pode ser explicado pelo fato de ser um processo controlado pela difusão, sendo que os coeficientes de difusão do cádmio e do cobre apresentam a mesma ordem de grandeza, conforme visto na Tabela 4.6.

Figura 5.18- Quadro comparativo entre as plumas de cádmio e de cobre para os tempos de 0, 5, 10, 20 e 30 anos.



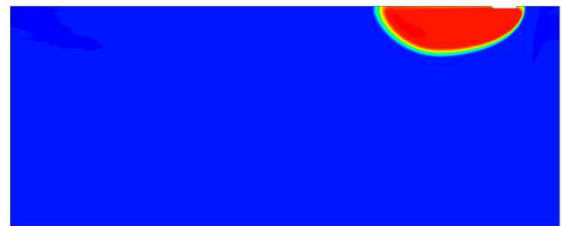
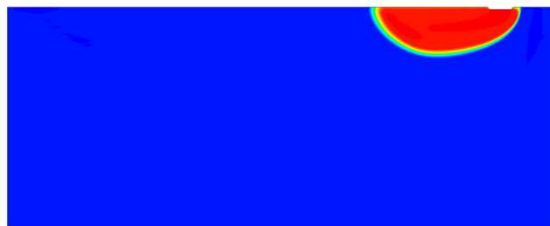
a) Tempo inicial (0 anos)



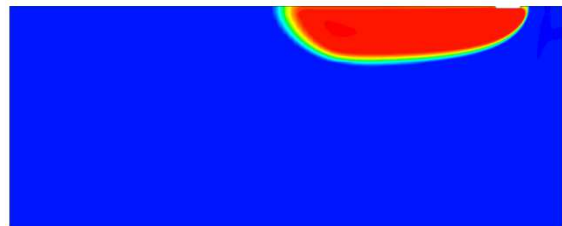
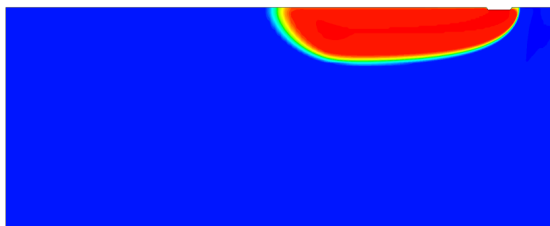
b) 5 anos



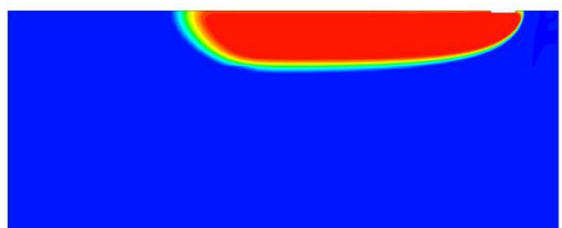
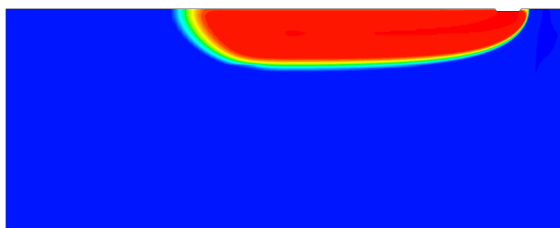
c) 10 anos



d) 20 anos

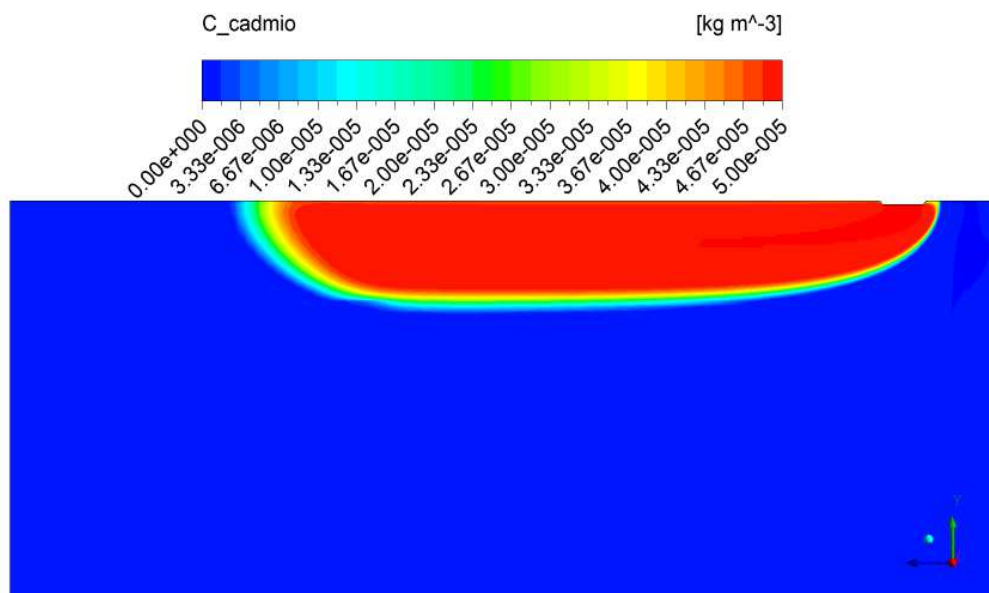


e) 30 anos



5.3.1 Perfis de concentração para o cádmio

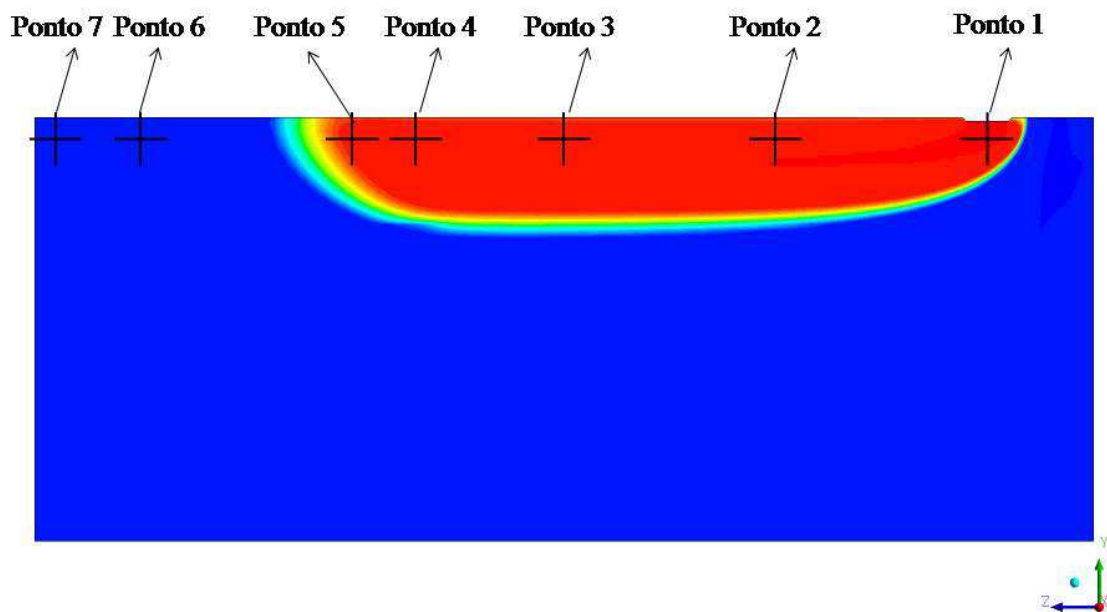
Figura 5.19–Visualização da pluma do cádmio para o caso de referência depois de 34 anos de vazamento.



O cádmio entra continuamente pela base da lagoa, a uma concentração de 5×10^{-2} mg/L (5×10^{-5} kg/m³) e, para este caso (Caso de referência) a uma velocidade de $6,95 \times 10^{-5}$ cm/s. A montante da lagoa e na direção normal ao contorno há uma entrada lateral de água, oriunda da infiltração natural decorrente das chuvas, a qual percola a uma velocidade de 2×10^{-5} cm/s. A velocidade de vazamento foi baseada no trabalho de WOLFBERG *et al.* (1980), os quais estudam o movimento de metais pesados oriundos do vazamento de lagoas de oxidação do Sistema de Tratamento de Esgoto da Região de Dan, em Telaviv, Israel.

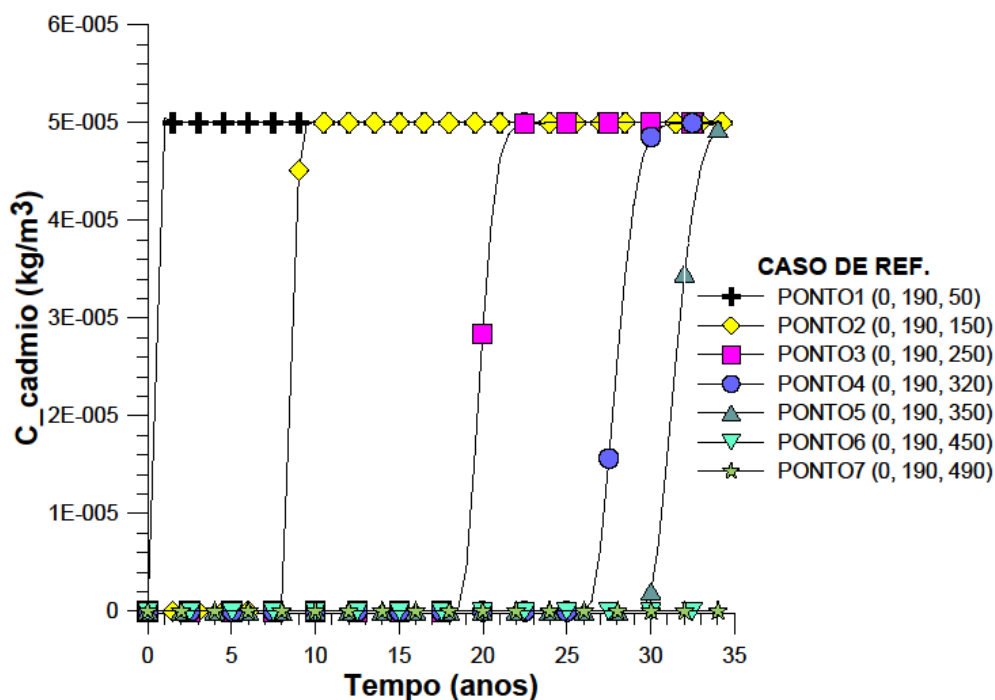
Na Figura 5.19 está representada a pluma de cádmio depois de 34 anos de vazamento; a evolução da concentração de cádmio com o tempo em vários pontos no interior da pluma está ilustrada no gráfico da Figura 5.21.

Figura 5.20 – Visualização, na pluma, dos pontos considerados na Figura 5.21.



Observa-se, nos pontos 1 a 5, que a concentração atinge o máximo de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ e depois permanece constante neste valor. A diferença entre as curvas de cada ponto está no tempo que cada uma leva para atingir a concentração máxima. Para os pontos mais próximos ao vazamento a concentração atinge o seu valor máximo rapidamente: para o ponto 1, de coordenadas (0;190;50) – logo abaixo da lagoa – este pico é atingido em cerca de 2 anos; para o ponto 2, de coordenadas (0;190;150) – a cerca de 100m de distância do vazamento – este pico de concentração é atingido em 10 anos. O ponto 3 atinge a concentração máxima de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ em cerca de 28 anos. Os pontos 4 e 5 atingem a concentração máxima de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ em 34 anos. Os pontos 6 e 7 não são alcançados pela pluma, de forma que sua concentração permanece nula durante todo o tempo analisado.

Figura 5.21 – Evolução da concentração de cádmio em função do tempo, em diferentes pontos no interior da pluma.



Observa-se que, assim como em VASCONCELOS (2008), a concentração atinge o valor máximo e depois permanece constante, no valor igual ao da concentração inicial do cádmio, ressalvadas as devidas proporções, uma vez que a autora considerou apenas a advecção, conforme ilustra a Figura 2.2.

Na Figura 5.22 representam-se as linhas verticais sobre a pluma de cádmio para 34 anos de vazamento e na Figura 5.23 tal representação é ilustrada graficamente, com a concentração de cádmio medida em kg/m^3 e a coordenada y em metros. Observa-se que a concentração é nula desde a origem do sistema de eixos (base do bloco de solo) até aproximadamente $y = 165$ m para a linha 1, 139 m para a linha 2, 141 m para a linha 3, 149 m para a linha 4. A partir daí elas sofrem um aumento brusco e depois se mantêm constante e em seu valor máximo de 5×10^{-5} kg/m^3 . Já a linha 5 não é atingida pela pluma, de forma que sua concentração permanece nula durante todo o período.

Figura 5.22 – Visualização, na pluma, das linhas consideradas na Figura 5.23.

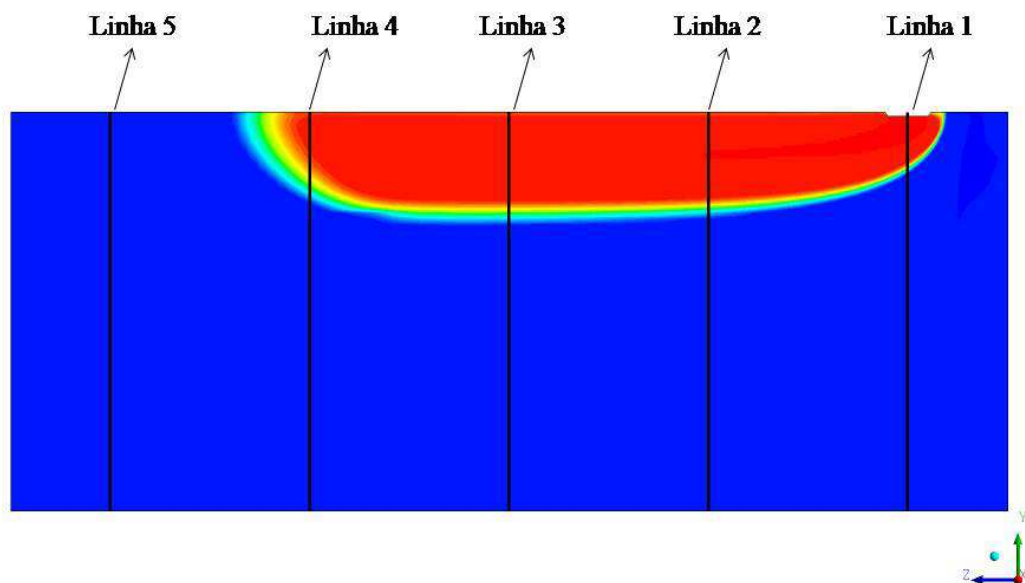
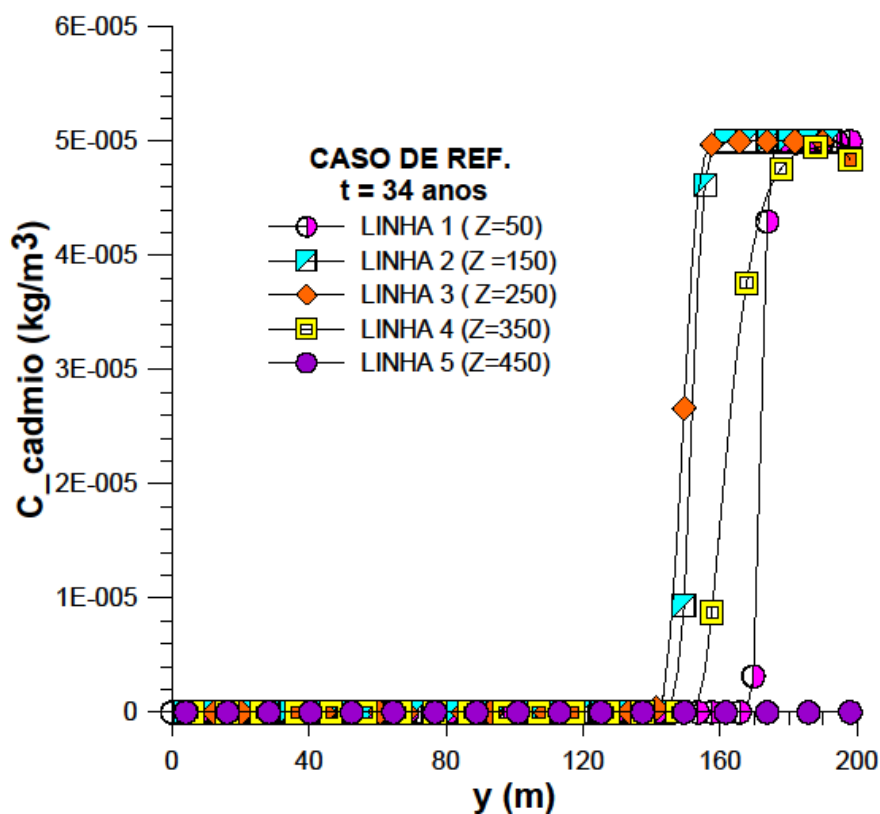


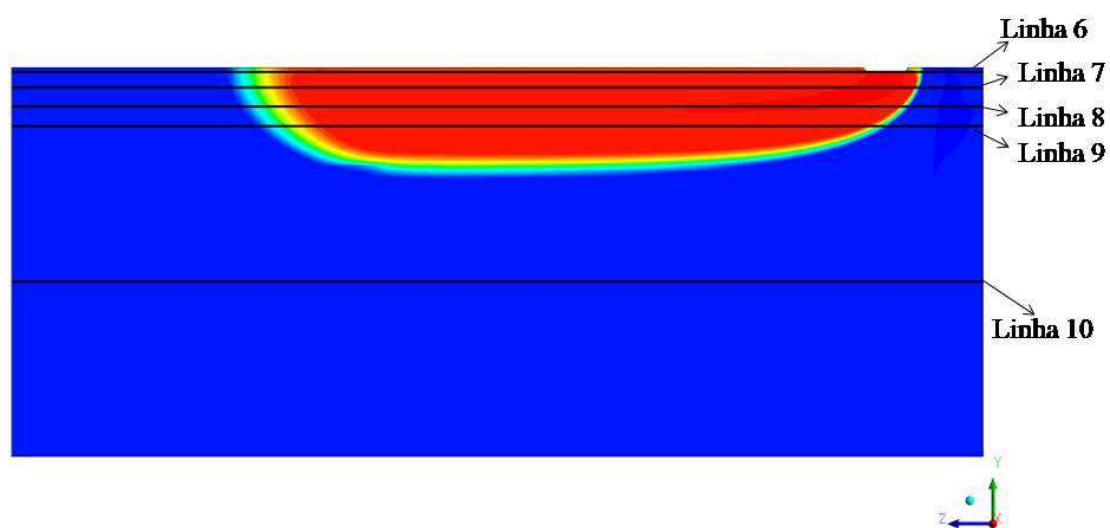
Figura 5.23 – Perfil de concentração de cádmio em função da coordenada y no solo em diferentes valores da coordenada z (50;150;250;350;450).



Na Figura 5.25 está representada a variação da concentração de cádmio (kg/m^3) com a coordenada z para diferentes profundidades y (90, 170, 180, 190, 198) m. Ao longo da linha 6, de coordenada y = 198 m - a linha mais próxima ao vazamento - a concentração atinge o máximo de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ em $z \approx 45\text{m}$, diminui até $C = 4,9 \times 10^{-5}$

kg/m^3 em $z \approx 106$ m e permanece em cerca de $4,8 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ até $z = 353$ m, quando então cai até zero a partir de $z = 394$ m. A linha 7 atinge a concentração máxima ($5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$) em $z = 35$ m, permanece constante neste valor e diminui até a concentração nula em $z = 394$ m. A linha 8 atinge a concentração máxima em $z = 45$ m, permanece constante e depois diminui até zero em $z = 384$ m; já a linha 9 atinge tal concentração em $z = 65$ m, permanece constante e depois diminui até zero a partir de $z = 378$ m. A linha 10 não é atingida pela pluma, de forma que sua concentração permanece nula durante os 34 anos de vazamento.

Figura 5.24 – Perfil da pluma de cádmio com a indicação das linhas consideradas na Figura 5.25.



Observa-se que o comportamento do perfil de concentração do cádmio mostrado na Figura 5.25 assemelha-se ao perfil de concentração apontado por VASCONCELOS (2008) como a solução analítica da equação de transporte advectivo (Figura 5.26), dadas as devidas proporções, já que neste trabalho considera-se tanto a presença do termo advectivo quanto o difusivo.

Figura 5.25 – Perfil de concentração de cádmio em função da coordenada z para diferentes coordenadas y (90; 170;180;190;198).

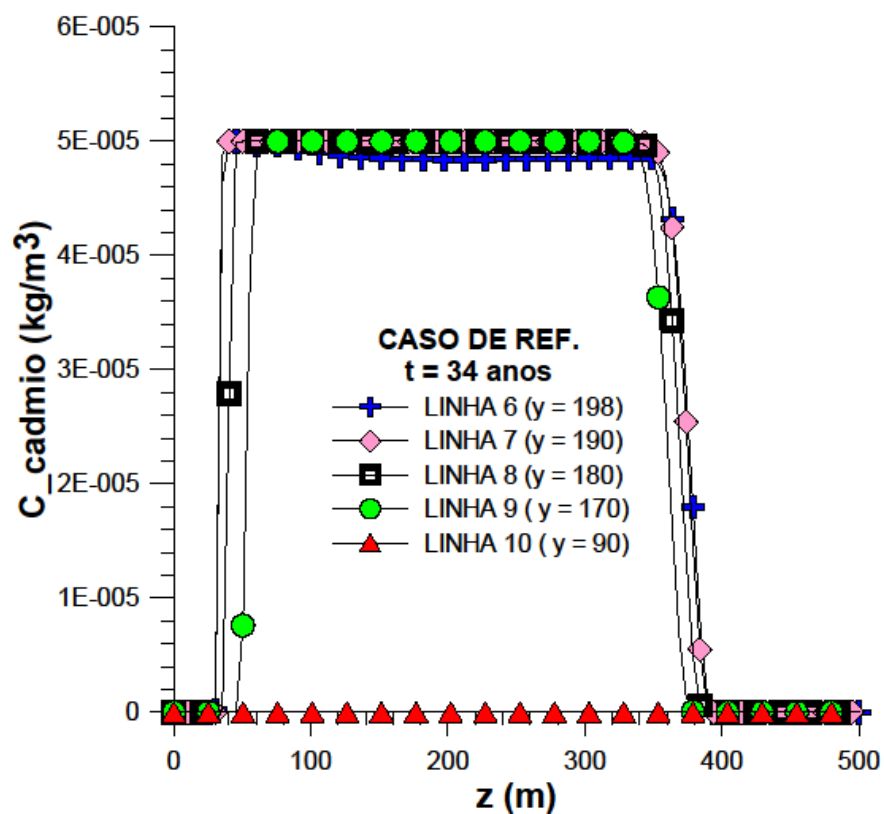
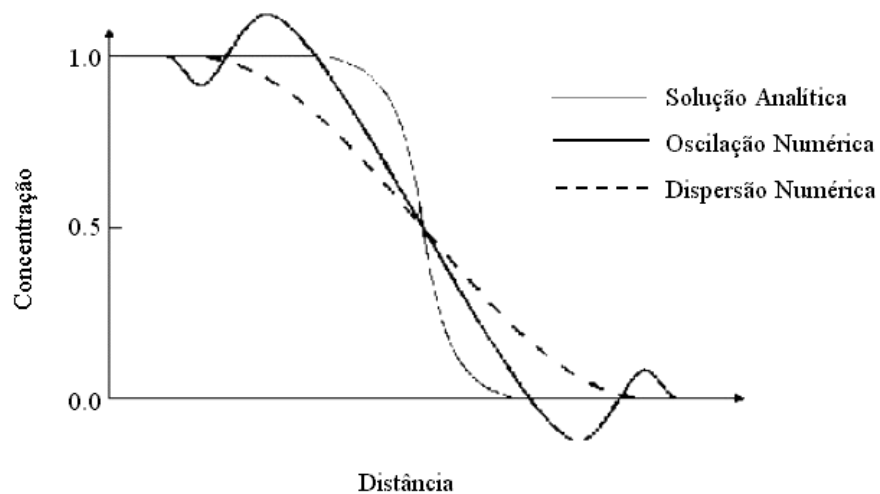


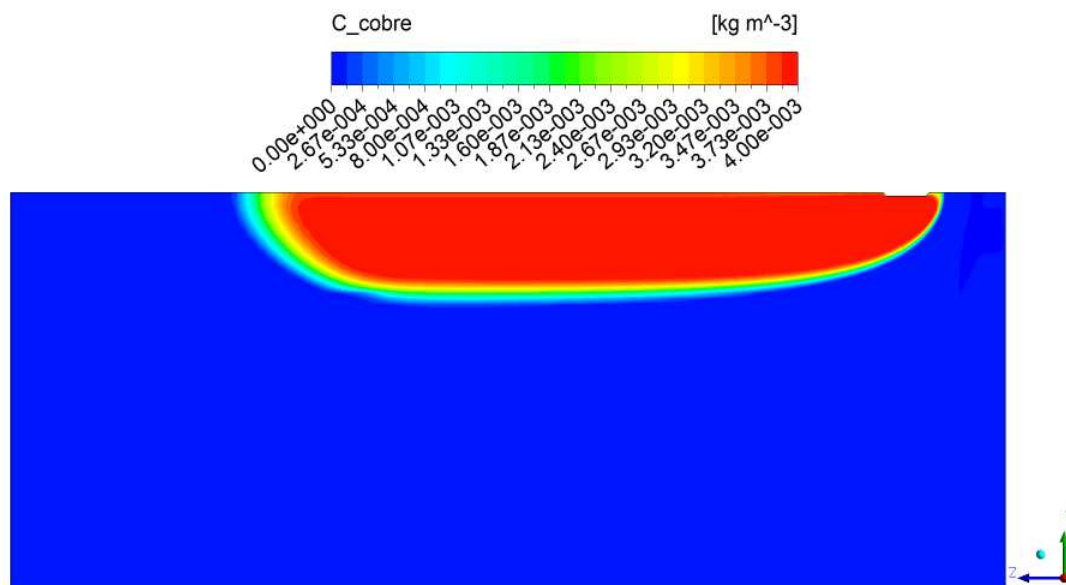
Figura 5.26 – Fenômenos da dispersão numérica e oscilação numérica.



FONTE: Vasconcelos (2008)

5.3.2 Perfis de concentração para o cobre

Figura 5.27 – Pluma de contaminação do solo por cobre para 34 anos depois do início do vazamento (caso de referência).



Na Figura 5.27 é representado o comportamento da pluma de contaminação do cobre para 34 anos de vazamento, a uma concentração inicial de cobre igual a 4 mg/L ($4 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3$). Observa-se que o valor da concentração de entrada no vazamento para o cobre é bem maior que para o cádmio; tal valor foi tomado a partir do estabelecido pela PORTARIA 518/2004 DO MINISTÉRIO DA SAÚDE como padrão de potabilidade.

A localização dos pontos na pluma está exibida na Figura 5.28 e na Figura 5.29 é exibida a variação da concentração de cobre com o tempo para vários pontos dentro da pluma. O ponto 1 é o mais próximo ao vazamento. Ele atinge a concentração máxima de $0,004 \text{ kg/m}^3$ em 1 ano e meio. O ponto 2 atinge a concentração máxima ($0,004 \text{ kg/m}^3$) em cerca de 10 anos. O ponto 3 atinge a concentração máxima em cerca de 22 anos. O ponto 4 atinge tal concentração em 32 anos, o ponto 5 em cerca de 34 anos. Os pontos 6 e 7 não foram atingidos pela pluma no tempo analisado de 34 anos, de forma que sua concentração é nula durante todo este período.

Figura 5.28 – Perfil da pluma de cobre com a indicação dos pontos.

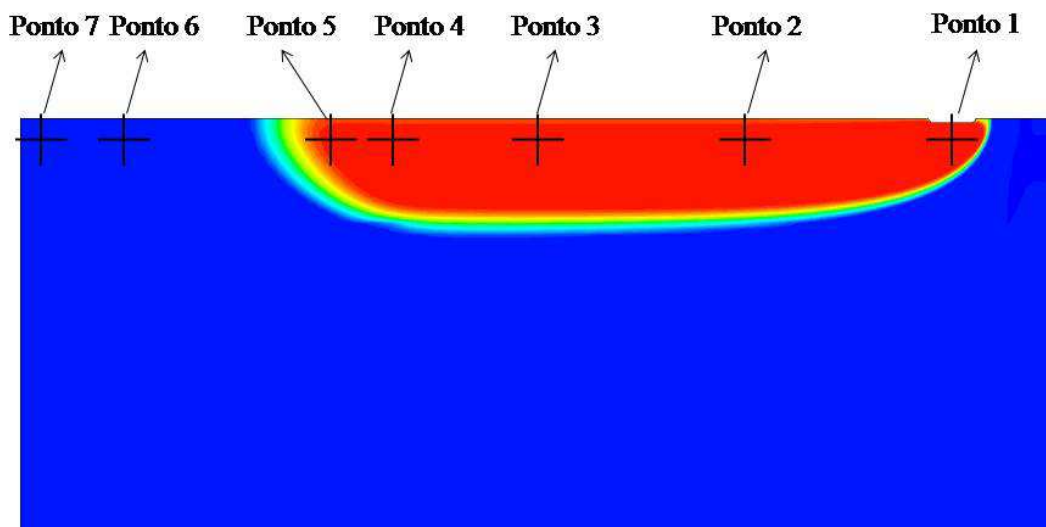
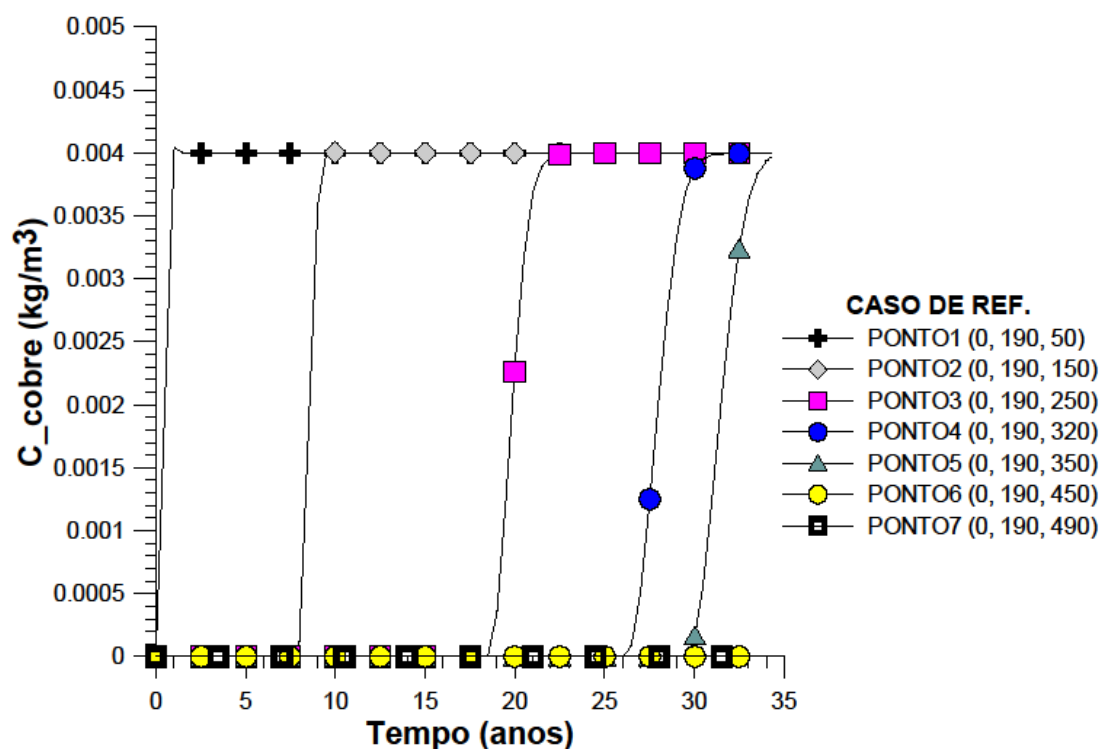


Figura 5.29 - Evolução da concentração de cobre em função do tempo em diferentes pontos para o caso de referência.



Com o objetivo de analisar a variação da concentração de cobre com a coordenada y , plotaram-se várias linhas verticais sobre o meio poroso, conforme pode ser observado na Figura 5.30. A linha 1, que passa sobre o vazamento, atinge a concentração máxima de $0,004 \text{ kg/m}^3$ em $y = 178 \text{ m}$. As linhas 2 e 3 atingem a

concentração máxima ($0,004 \text{ kg/m}^3$) em $y = 162 \text{ m}$. A linha 4 atinge tal concentração $\approx 190 \text{ m}$. A linha 5 não é atingida pela pluma, de forma que a concentração permanece nula durante todo o período analisado (34 anos).

Figura 5.30 – Visualização das linhas consideradas na Figura 5.31.

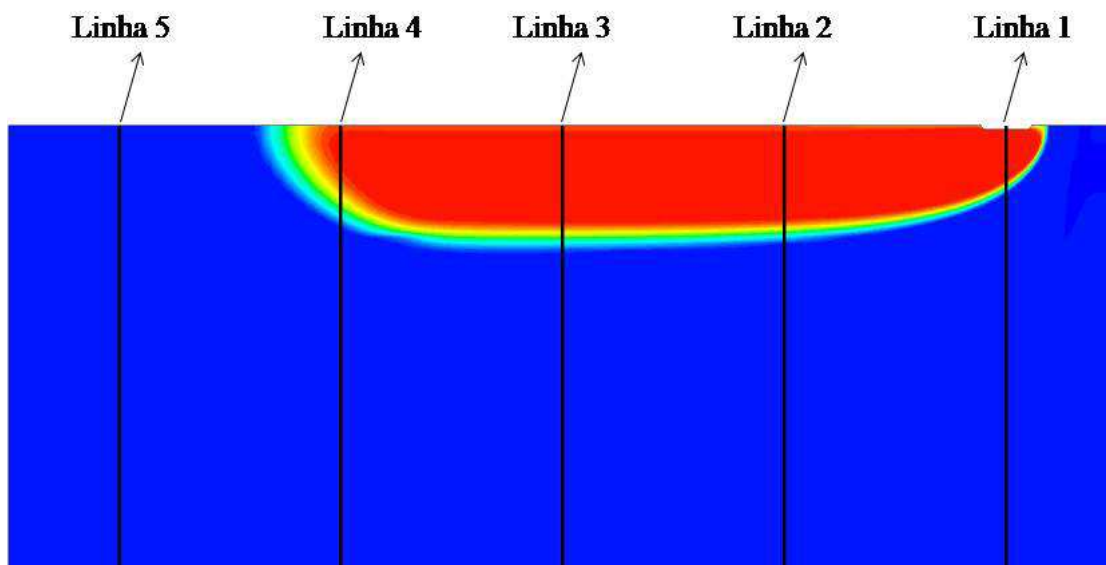
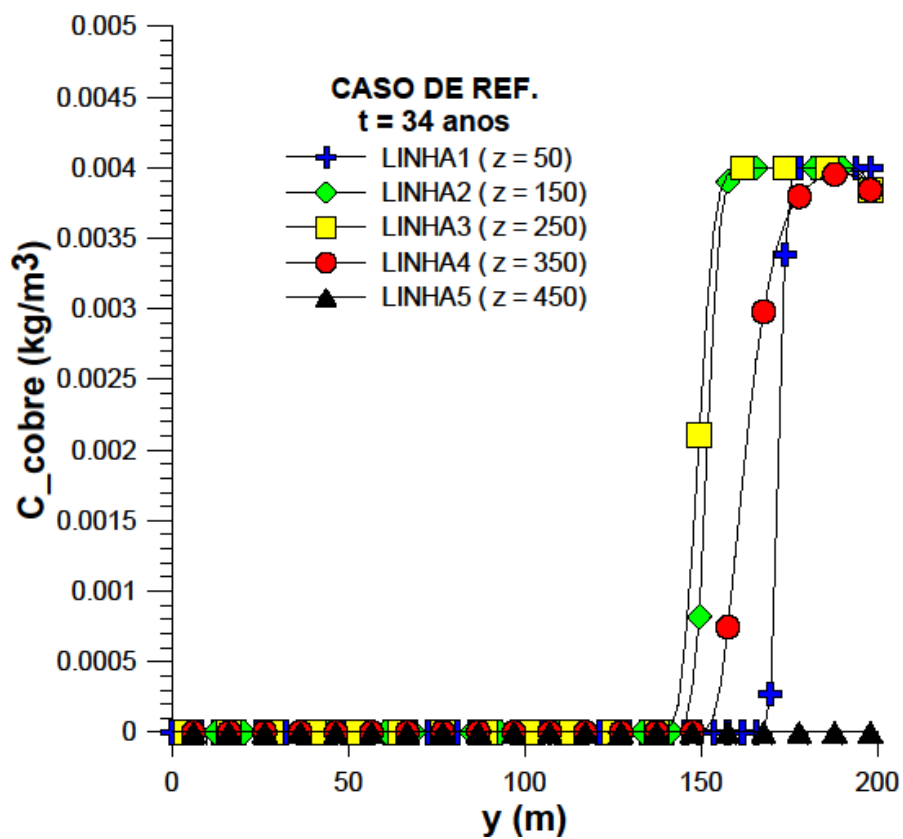


Figura 5.31 - Perfil de concentração de cobre em função da coordenada y para diferentes valores de z (50;150;250;350;450)m.



Analisou-se também a variação da concentração de cobre com a coordenada z . Para isso, tomaram-se várias linhas horizontais (linhas 6 a 10) sobre o meio poroso para o tempo de 34 anos, de acordo com o observado na Figura 5.32. Tais linhas são representadas graficamente na Figura 5.33. A linha 6, por ser a mais próxima ao vazamento, apresenta uma ligeira alteração no comportamento em relação às linhas 7 a 9, uma vez que, após atingir a concentração máxima de $0,004 \text{ kg/m}^3$ em $z = 40 \text{ m}$, permanece nesta concentração só até $z = 75 \text{ m}$, quando então diminui para a concentração de cerca de $0,0038 \text{ kg/m}^3$, permanecendo neste valor até $z = 354 \text{ m}$; diminui bruscamente até zero para $z = 394 \text{ m}$, onde permanece até o limite do domínio considerado. A linha 7 alcança a concentração máxima de $0,004 \text{ kg/m}^3$ em $z = 40 \text{ m}$, permanece constante até $z = 348 \text{ m}$ e diminui até zero para $z = 394 \text{ m}$. A linha 8 alcança a concentração máxima ($0,004 \text{ kg/m}^3$) em $z = 45 \text{ m}$, permanece constante até $z = 343 \text{ m}$ e diminui até zero para $z = 394 \text{ m}$. A linha 9 alcança tal concentração máxima em $z = 65 \text{ m}$, permanece constante até $z = 338 \text{ m}$ e diminui até zero para $z = 379 \text{ m}$. A linha 10 não é atingida pela pluma, de forma que sua concentração permanece nula durante o tempo analisado.

Figura 5.32– Linhas horizontais consideradas para a análise da concentração de cobre em função da coordenada z .

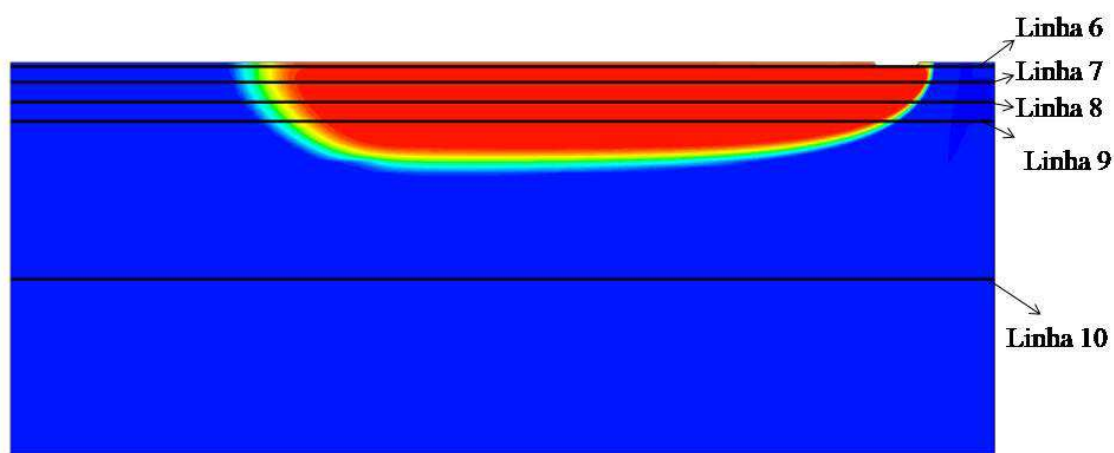
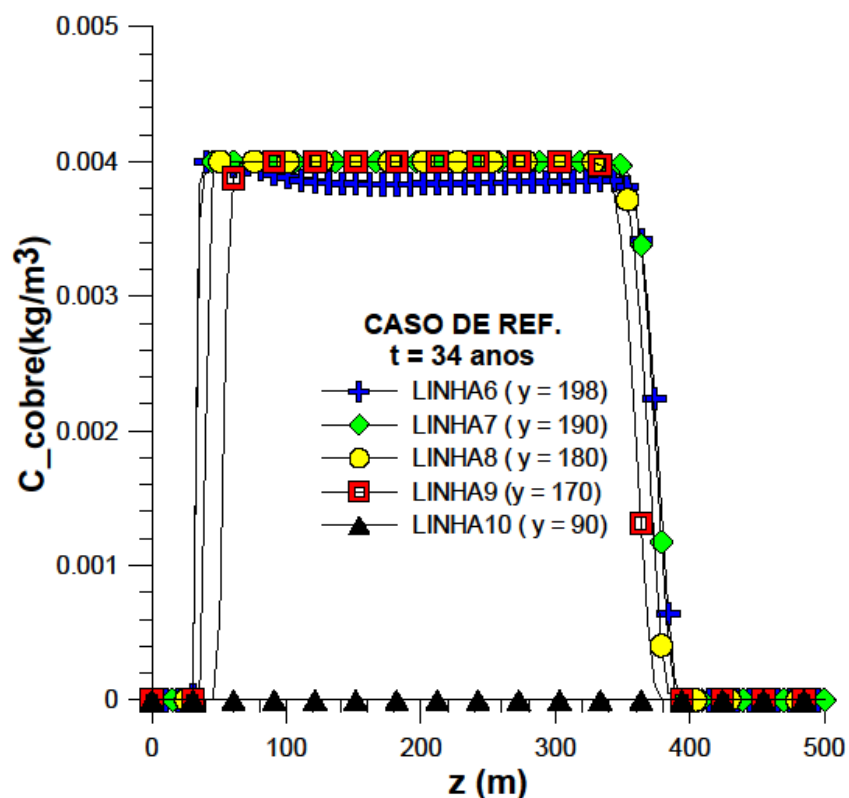


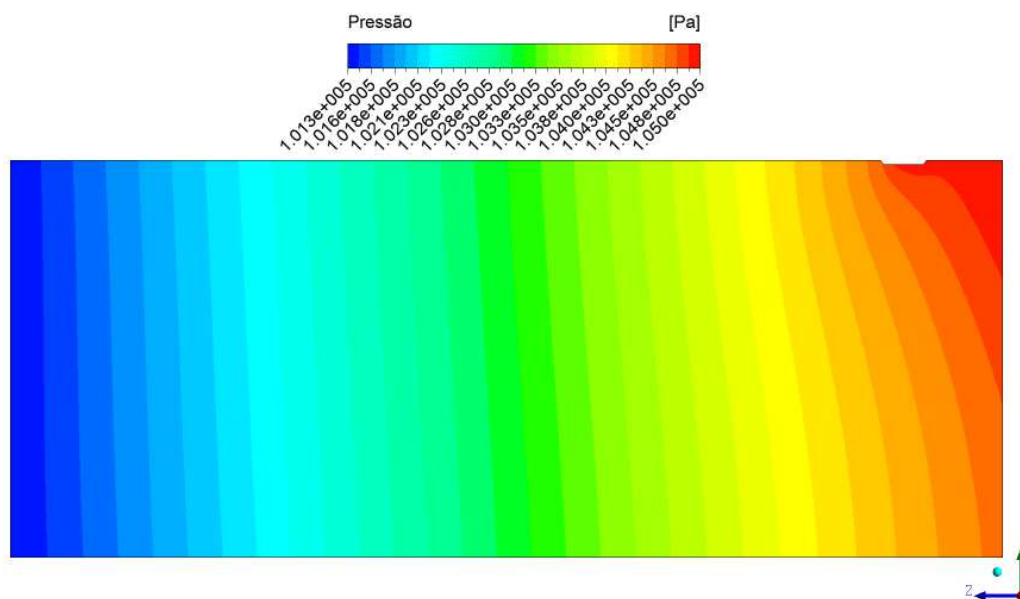
Figura 5.33 - Perfil de concentração de cobre em função da coordenada z para diferentes valores de y (90; 170; 180; 190; 198)m.



5.3.3 Perfis de pressão

A Figura 5.34 exibe o contorno de pressão para o meio poroso depois dos 34 anos de vazamento. Observa-se que a pressão é máxima na região entre o local de vazamento e região de entrada de água e a partir daí vai diminuindo até atingir o menor valor na saída do domínio. Tal comportamento pode ser devido ao fato de o solo estar completamente saturado com água.

Figura 5.34 – Contorno de pressão.



Tomando-se alguns pontos ao longo do domínio (Figura 5.35), desde a condição de contorno de entrada até a de saída e verificando-se a variação da pressão com o tempo (Figura 5.36) percebeu-se que, após subir rapidamente nos primeiros meses de vazamento, em cada ponto a pressão permanece constante no restante do tempo.

Figura 5.35 – Pontos considerados para a plotagem do gráfico da Figura 5.36.

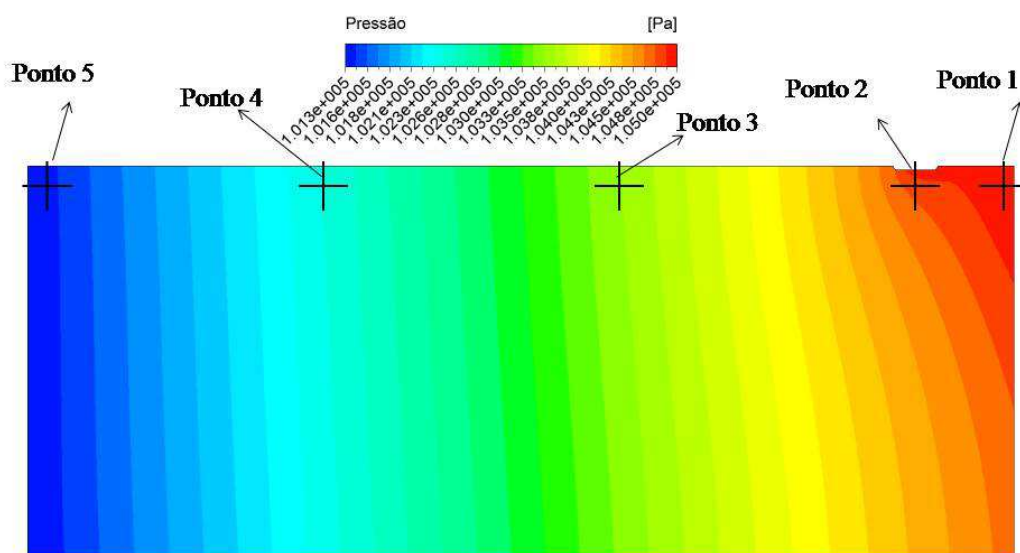
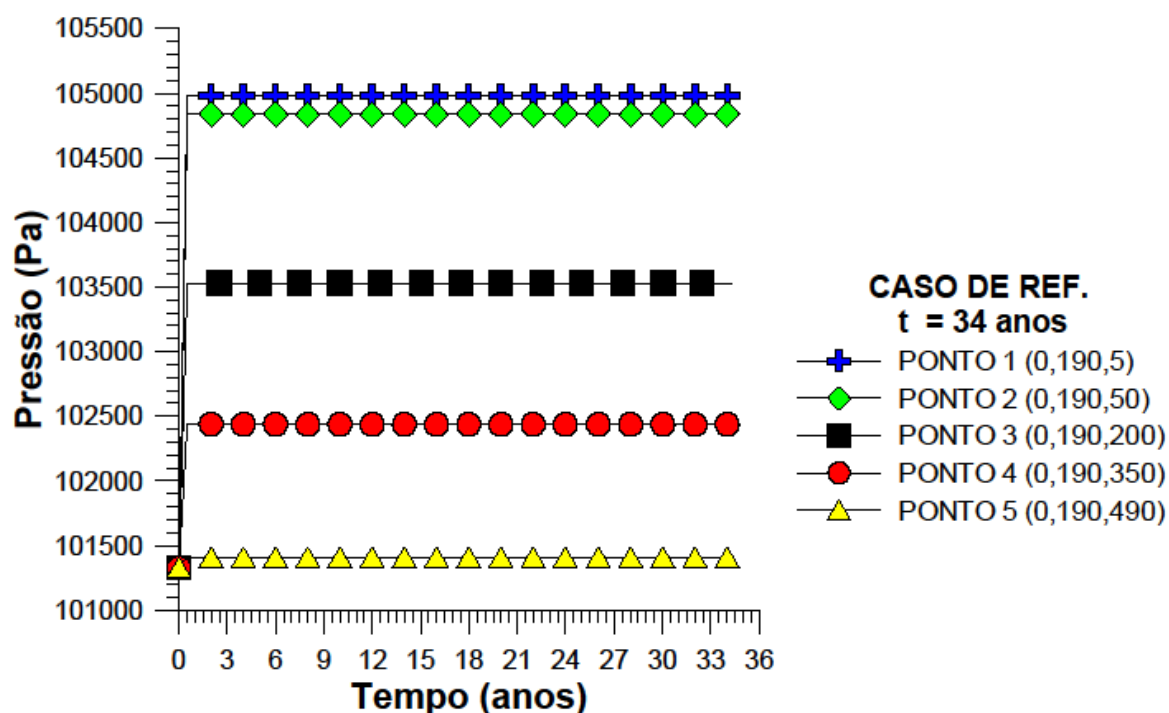


Figura 5.36 - Pressão em função do tempo de contaminação.



Tomando-se a pressão ao longo das linhas verticais mostradas na Figura 5.37 (coordenada z constante) observou-se que ao longo de cada linha a pressão permanece praticamente constante, com exceção da linha 1 ($z = 50$ m), que exibe um aclave a partir de $y \approx 110$ m, conforme pode ser visto na Figura 5.38, o que é explicado pela proximidade com a região do vazamento e da entrada lateral de água.

Figura 5.37 – Linhas consideradas para a análise da pressão ao longo de cada linha vertical.

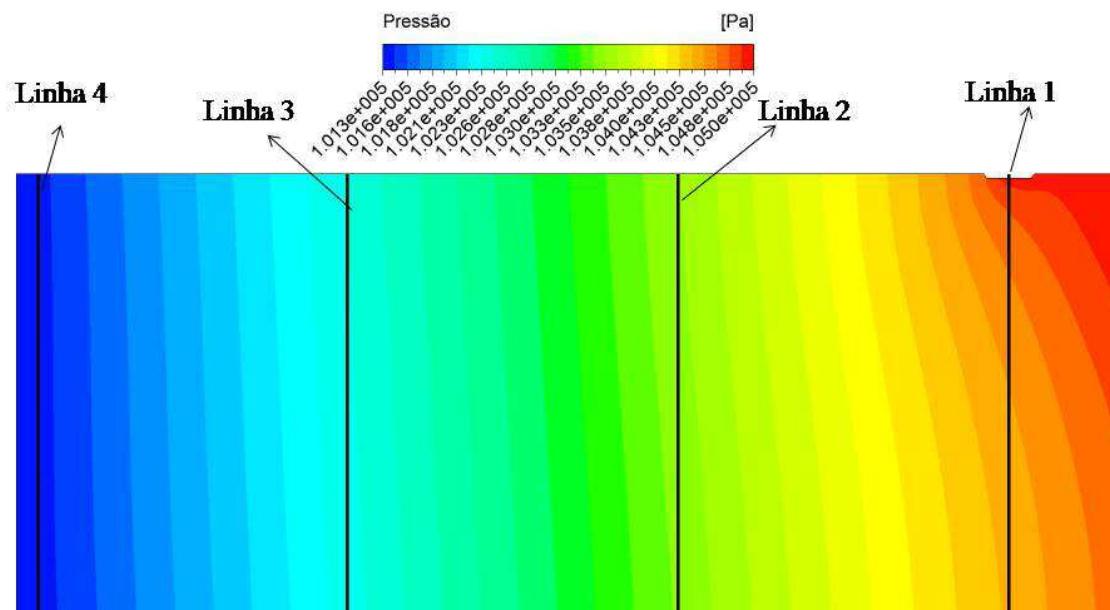
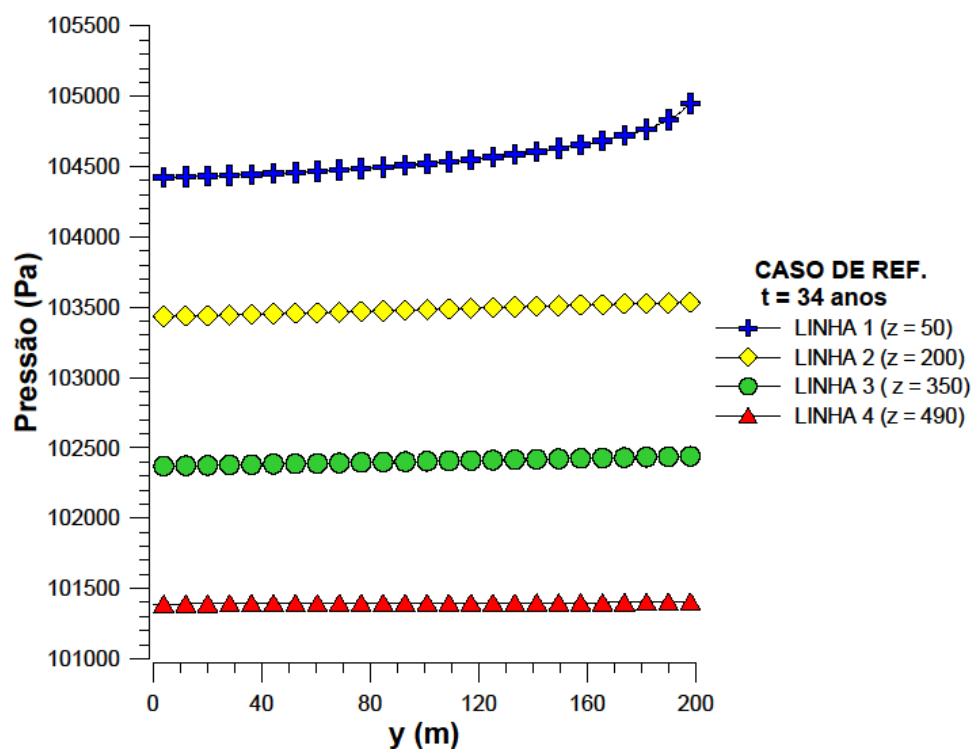


Figura 5.38 - Pressão em função da coordenada y.



Ao se tomar linhas horizontais – coordenada y constante- ao longo do domínio (Figura 5.39) verificou-se que a pressão diminui bastante desde a entrada até a saída do domínio, conforme pode ser visto na Figura 5.40, uma vez que há duas entradas no

domínio: uma de líquido contaminante no local do vazamento e a outra de água de infiltração na entrada lateral do domínio.

Figura 5.39 - Linhas consideradas para a análise da pressão ao longo de cada linha horizontal.

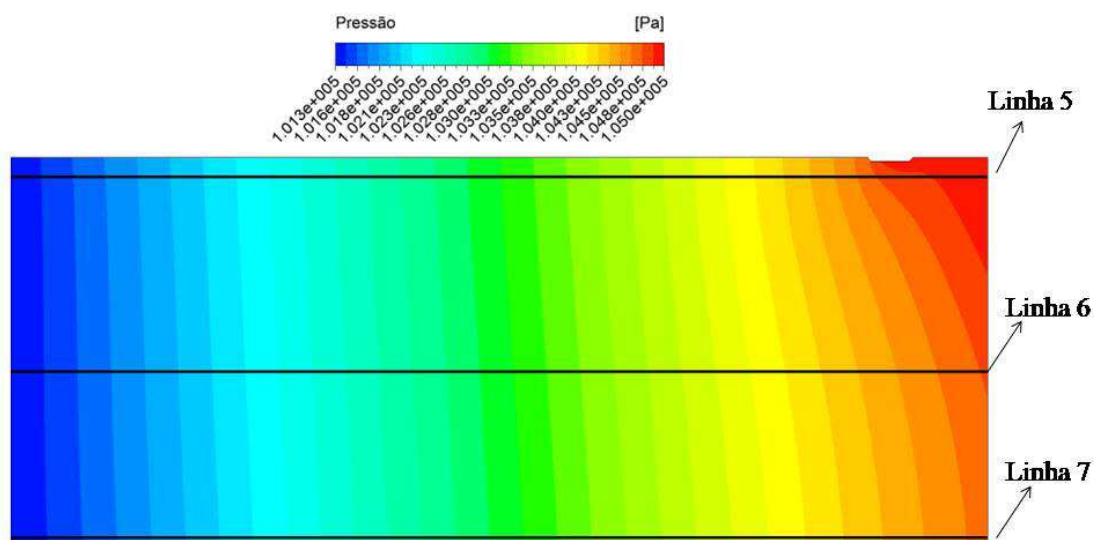
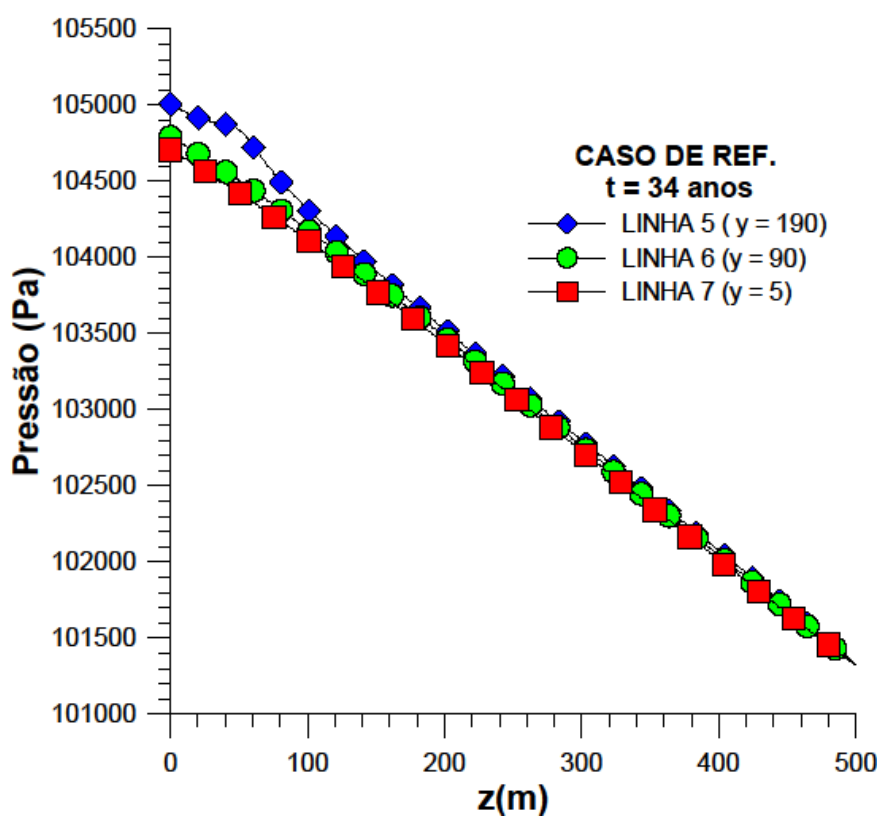


Figura 5.40 - Pressão em função da coordenada z.



5.3.4 Distribuição de velocidade

A fim de analisar a distribuição do campo de velocidade do fluido no meio poroso, plotou-se o contorno da velocidade conforme visto na Figura 5.41. A partir daí tomaram-se alguns pontos ao longo do meio poroso (Fig. 5.42) e obteve-se a curva correspondente a cada um deles (Figura 5.43) para a velocidade como função do tempo.

Figura 5.41 – Contorno de velocidade.

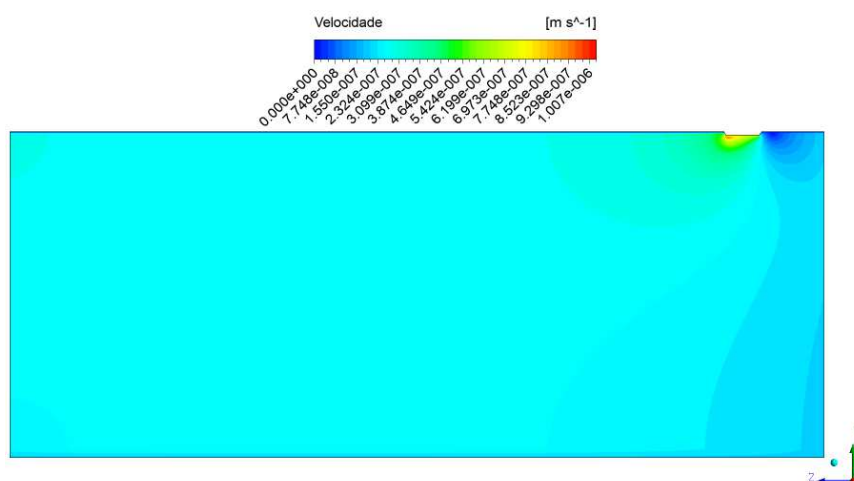


Figura 5.42 – Contorno de velocidade com os pontos escolhidos.

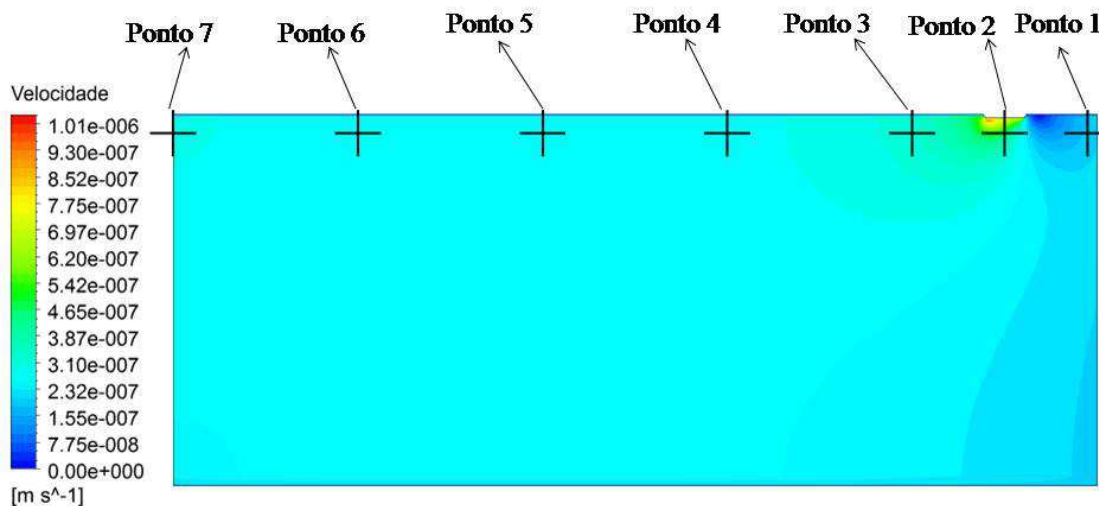
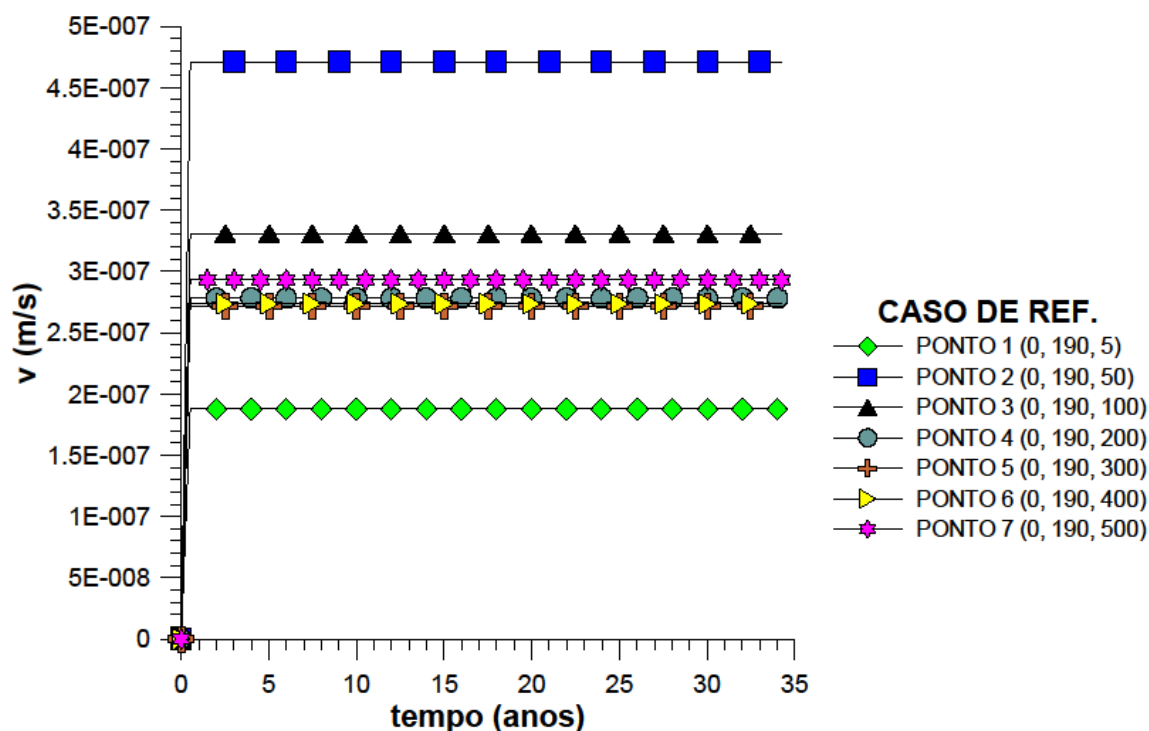
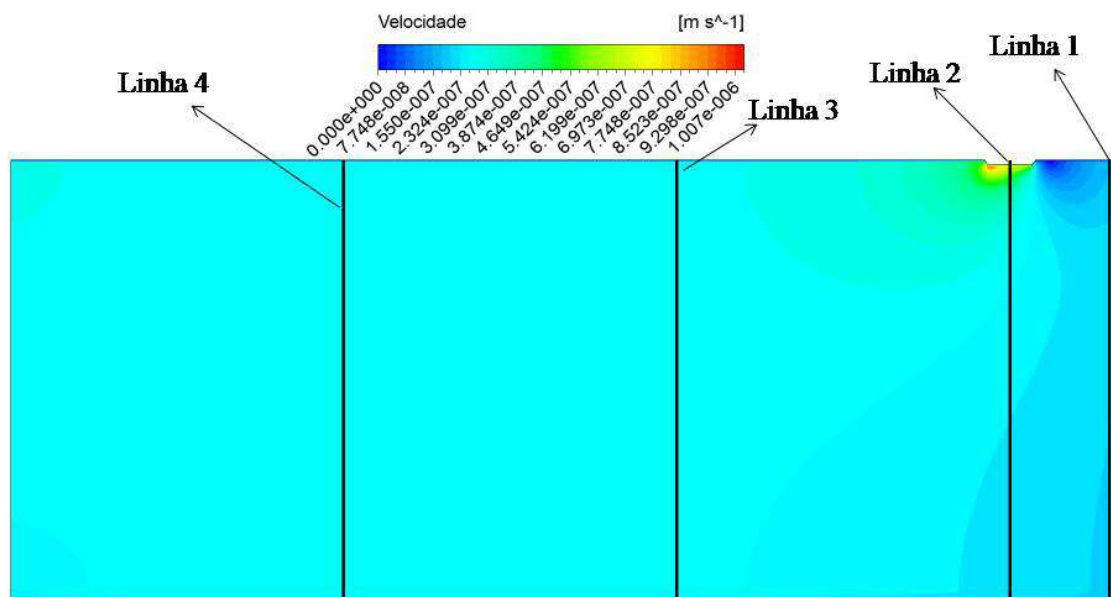


Figura 5.43 – Evolução da velocidade com o tempo para pontos escolhidos a uma mesma altura.



Observa-se que, para todos os pontos, a velocidade atinge seu máximo rapidamente (primeiros meses) e depois permanece constante por todo o tempo analisado (34 anos de vazamento). Tal fato pode ser explicado em função dos valores da velocidade de entrada e de vazamento serem bastante baixos, assim como a área superficial do vazamento ser muito grande.

Figura 5.44 – Linhas consideradas para a análise do gráfico da Figura 5.45.



Considerando o comportamento da velocidade com a coordenada y (Figura 5.45), tem-se que: a linha 1 permanece constante na velocidade de 2×10^{-7} m/s até $y \approx 160$ m, quando então diminui suavemente até $1,8 \times 10^{-7}$ m/s em $y = 200$ m. A linha 2 mantém-se constante e na velocidade de $2,2 \times 10^{-7}$ m/s até $y \approx 140$ m, a partir do qual sofre um aumento brusco e atinge a velocidade de $7,4 \times 10^{-7}$ m/s em $y = 200$ m. As linhas 3 e 4 sobrepõem-se e permanecem como uma linha horizontal no valor de velocidade de $2,8 \times 10^{-7}$ m/s.

Analisando-se o gráfico da Figura 5.47, tem-se que: a linha 5 apresenta muitas oscilações, ela atinge a velocidade mínima de 4×10^{-8} m/s em $z = 30$ m e a velocidade máxima de $9,1 \times 10^{-7}$ m/s em $z = 60$ m. A linha 6 também oscila bastante, de forma que atinge o valor mínimo de velocidade de $1,2 \times 10^{-7}$ m/s em $z = 20$ m e o máximo de $6,9 \times 10^{-7}$ m/s em $z = 70$ m. A linha 7 atinge o mínimo de $1,3 \times 10^{-7}$ m/s em $z \approx 30$ m e o máximo de $5,3 \times 10^{-7}$ m/s em $z = 56$ m. A linha 8 parte de uma velocidade igual a $2,14 \times 10^{-7}$ m/s em $z = 0$, atinge a velocidade máxima de $3,32 \times 10^{-7}$ m/s em $z = 70$ m, diminui até $2,7 \times 10^{-7}$ m/s a partir de $z = 181$ m e permanece constante a partir daí. A linha 9 parte de $v = 2,09 \times 10^{-7}$ m/s em $z = 0$, aumenta suavemente até $2,6 \times 10^{-7}$ m/s a partir de $z = 90$ m, permanecendo constante a partir daí.

Figura 5.45 – Variação da velocidade com a coordenada y .

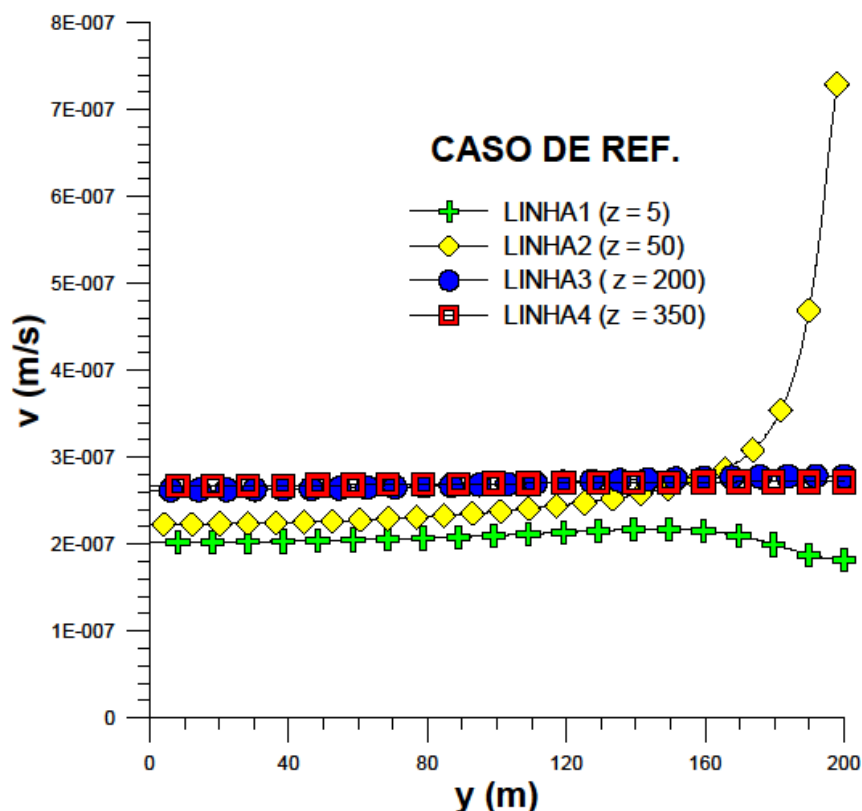


Figura 5.46 – Linhas consideradas para a análise do gráfico da Figura 5.47.

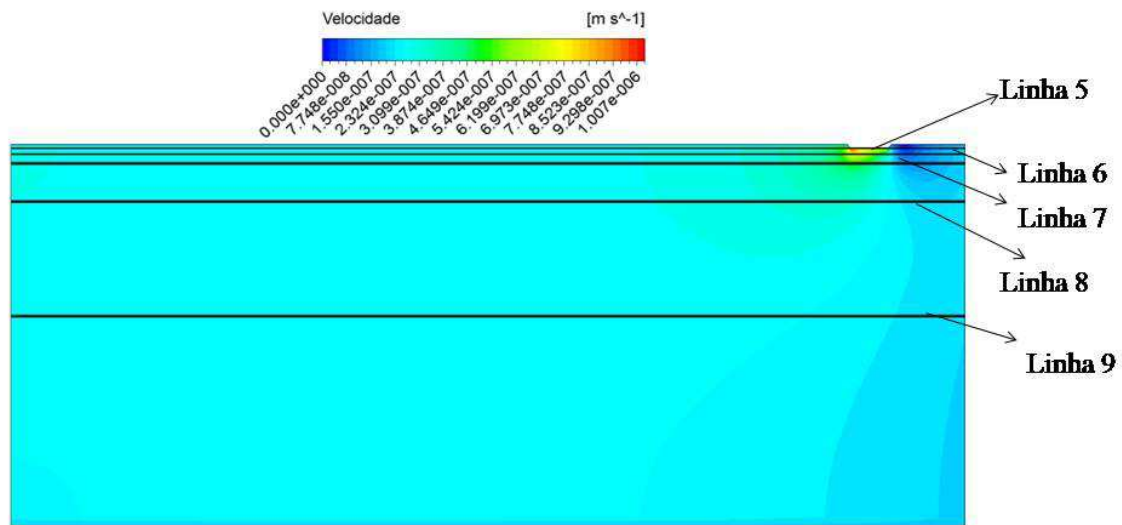
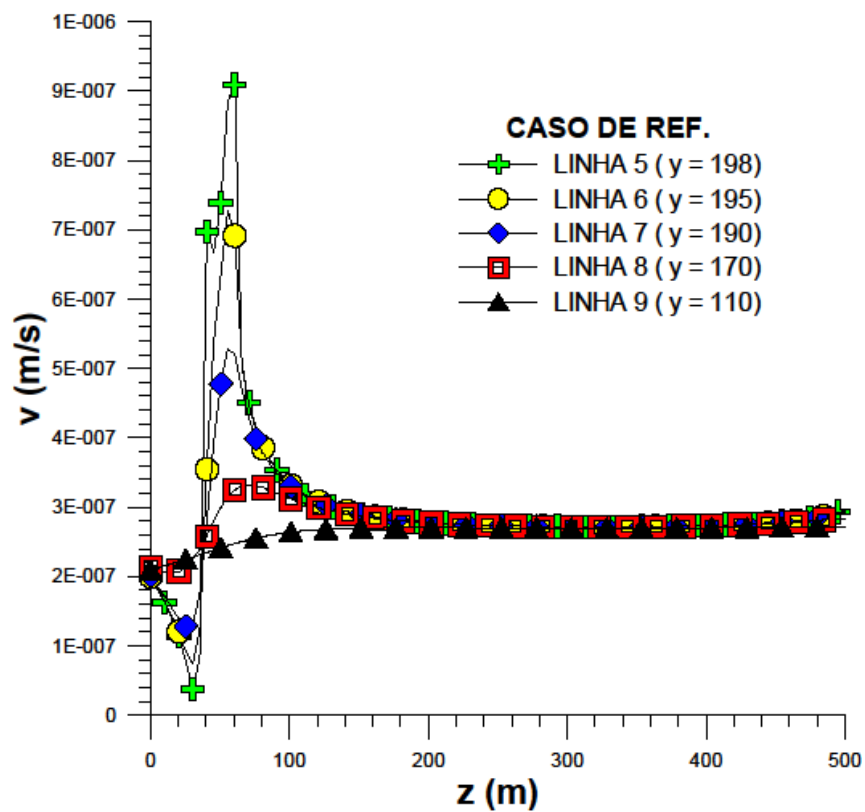


Figura 5.47 – Variação da velocidade com a coordenada z.

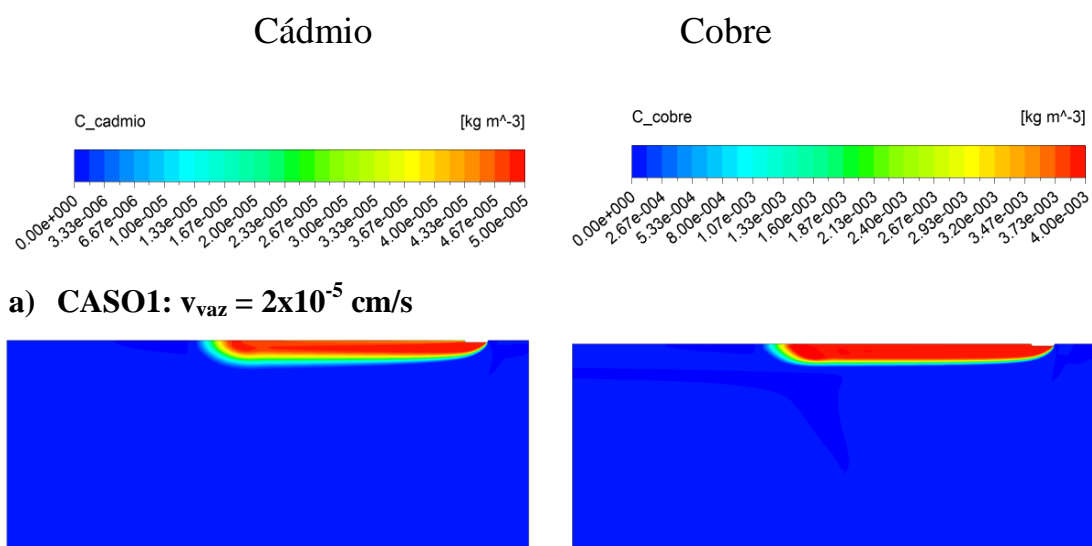


5.4 Casos de 1 a 6 – Influência da velocidade de vazamento

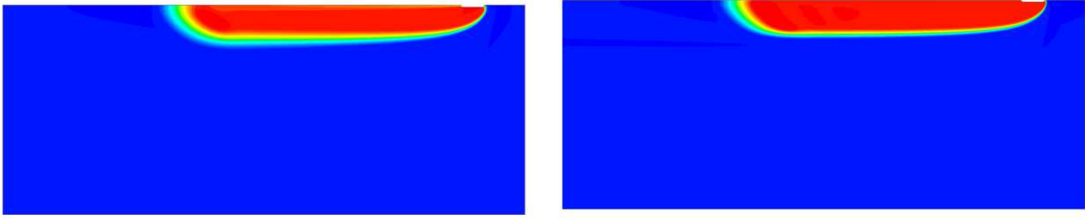
A partir das análises feitas para o caso de referência, tomaram-se 12 casos. Nos casos de 1 a 6 variou-se a velocidade de vazamento, mantendo-se constante a velocidade de entrada de água e os demais parâmetros; já nos casos 7 a 12 variou-se a velocidade de entrada de água, mantendo-se constante a velocidade de vazamento e os outros parâmetros. Para todos eles considerou-se 34 anos de vazamento.

Nos casos de 1 a 6 manteve-se constante a velocidade de entrada lateral de água (velocidade de infiltração ou percolação) em 2×10^{-5} cm/s e variou-se a velocidade de vazamento, de forma que as plumas de concentração obtidas para o cádmio e o cobre encontram-se na Figura 5.48. Em relação ao caso de referência, todas as outras propriedades e parâmetros foram mantidos constantes. Observa-se que a pluma do caso 6, o caso de maior velocidade de vazamento, alcançou a profundidade máxima (cerca de 100 m) em relação às demais, tanto para o cádmio como para o cobre, indicando maior dificuldade para remediar, uma vez que a área afetada é relativamente profunda.

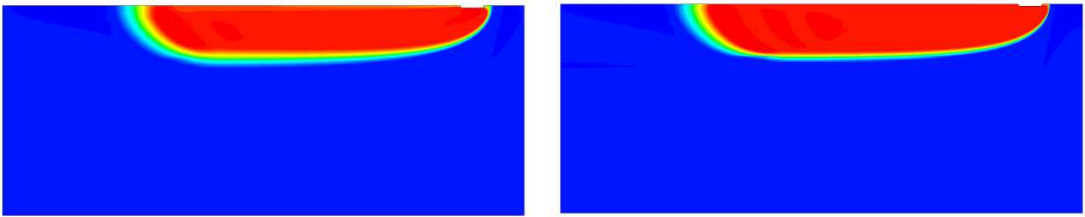
Figura 5.48 – Plumais de contaminação depois de 34 anos de vazamento para o cádmio e o cobre - casos 1 a 6.



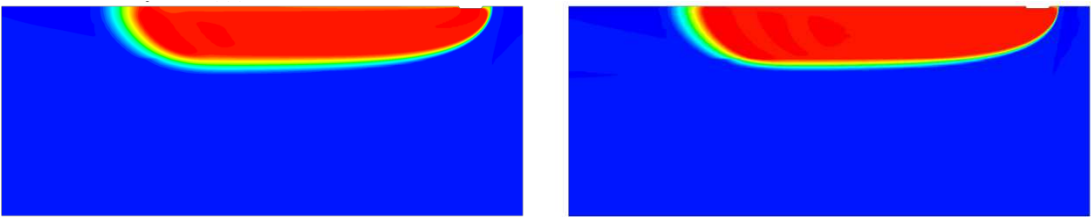
b) CASO2: $v_{vaz} = 4 \times 10^{-5}$ cm/s



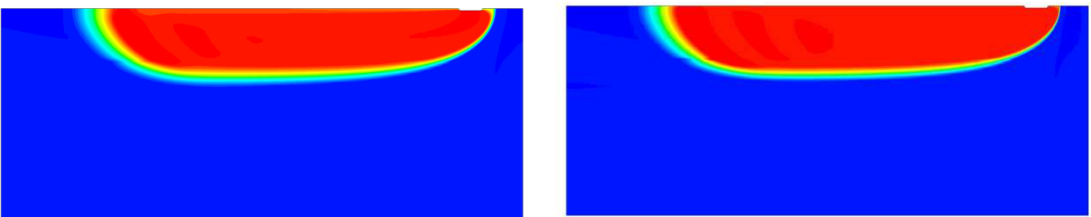
c) CASO3: $v_{vaz} = 6,95 \times 10^{-5}$ cm/s



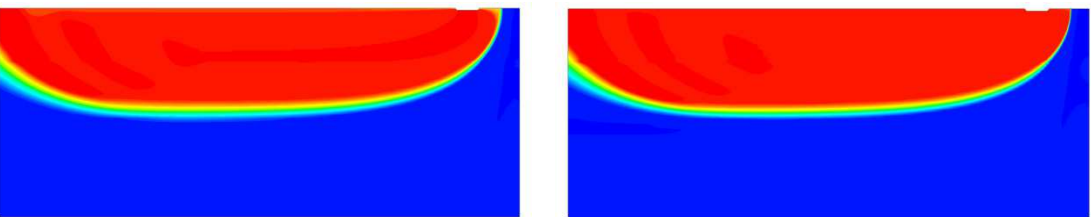
d) CASO 4: $v_{vaz} = 8 \times 10^{-5}$ cm/s



e) CASO 5: $v_{vaz} = 1 \times 10^{-4}$ cm/s



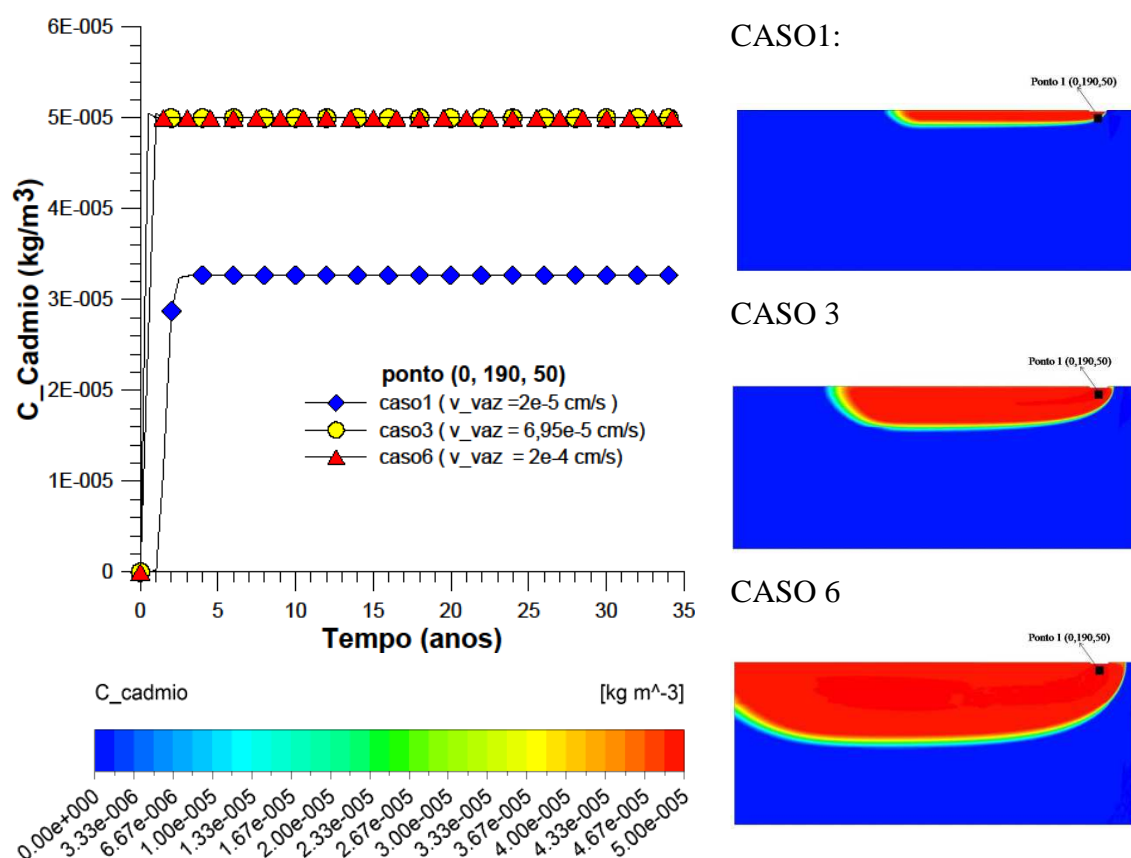
f) CASO 6: $v_{vaz} = 2 \times 10^{-4}$ cm/s



A fim de se comparar alguns entre os casos mostrados acima, tomou-se como referência o ponto a 8 m abaixo da lagoa, de coordenadas (0, 190, 50) e plotaram-se os gráficos da concentração de cádmio e de cobre em função do tempo, de forma que se obteve o comportamento mostrado nas Figuras 5.49 e 5.50; os casos tomados foram aqueles considerados mais representativos qualitativamente.

De acordo com a Figura 5.49, observa-se que o comportamento da curva C_{cadmio} em função do tempo é o mesmo para os três casos: há um aumento brusco de concentração nos primeiros meses de vazamento, atinge-se um valor máximo, e depois permanece constante; aqui se destaca o Caso 1, que atinge o menor valor em concentração dentre os casos analisados no ponto considerado (0;190;50), fato este devido a sua menor velocidade de vazamento.

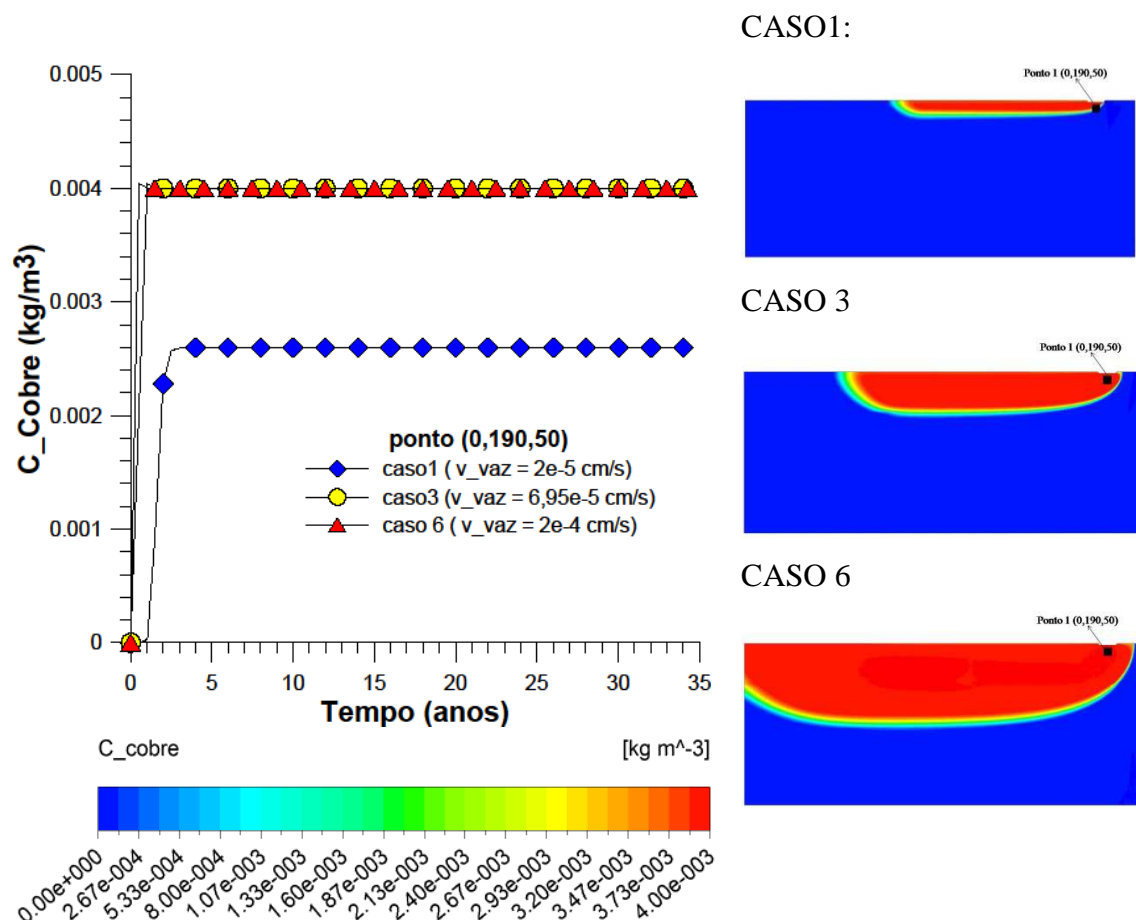
Figura 5.49 – Concentração de cádmio em função do tempo para um ponto comum aos casos 1, 3 e 6.



À semelhança do ocorrido para as curvas do cádmio em função do tempo, as curvas do cobre (Figura 5.50) exibem um comportamento parecido para os três casos: aumento brusco inicial e posterior estabilização em um valor constante. Excetua-se o

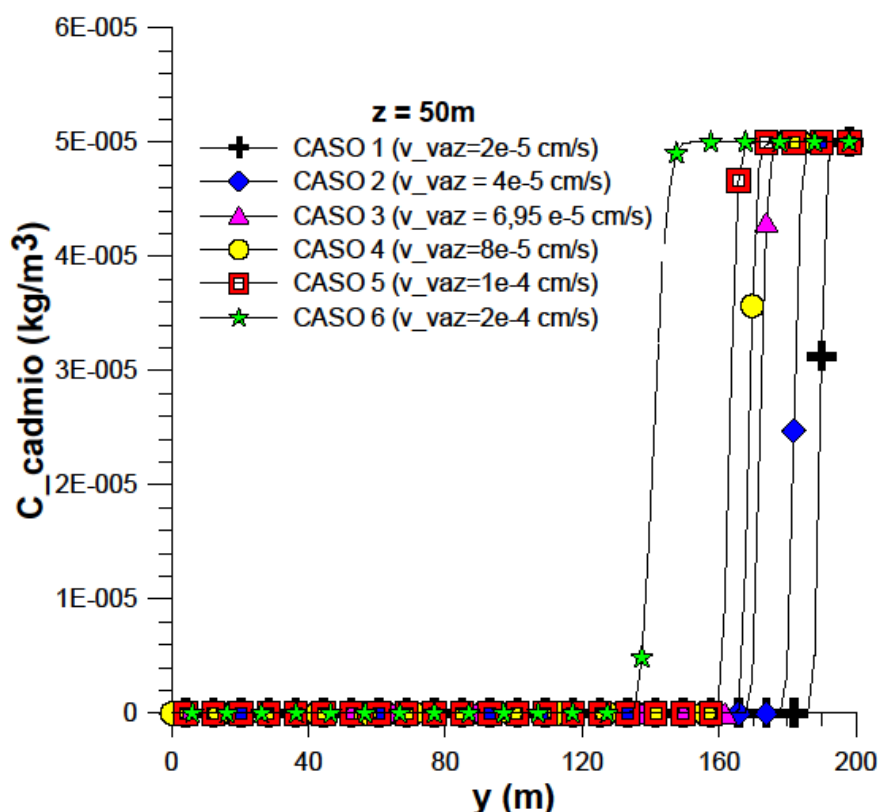
caso 1, que não atinge a concentração máxima, visto ser o de menor velocidade de vazamento.

Figura 5.50– Concentração de cobre em função do tempo para um ponto comum aos casos 1, 3 e 6.



Com o objetivo de verificar também o comportamento das curvas de concentração com a coordenada y, plotou-se o gráfico mostrado na Figura 5.51. Para todos os casos analisados e com a coordenada z fixa em 50 m, tem-se que a concentração é nula desde $y = 0$ até um certo valor, a partir do qual sobe abruptamente até o valor máximo da concentração ($5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$). Para o Caso1, a concentração atinge o valor máximo em $y = 198 \text{ m}$; para o Caso 2, em $y = 186 \text{ m}$; para o Caso 3, em $y = 176 \text{ m}$; para o Caso 4, em $y = 171 \text{ m}$; para o Caso 5, em $y = 168 \text{ m}$ e 150 m no caso 6, sendo que este último é o caso no qual a pluma atingiu a maior profundidade.

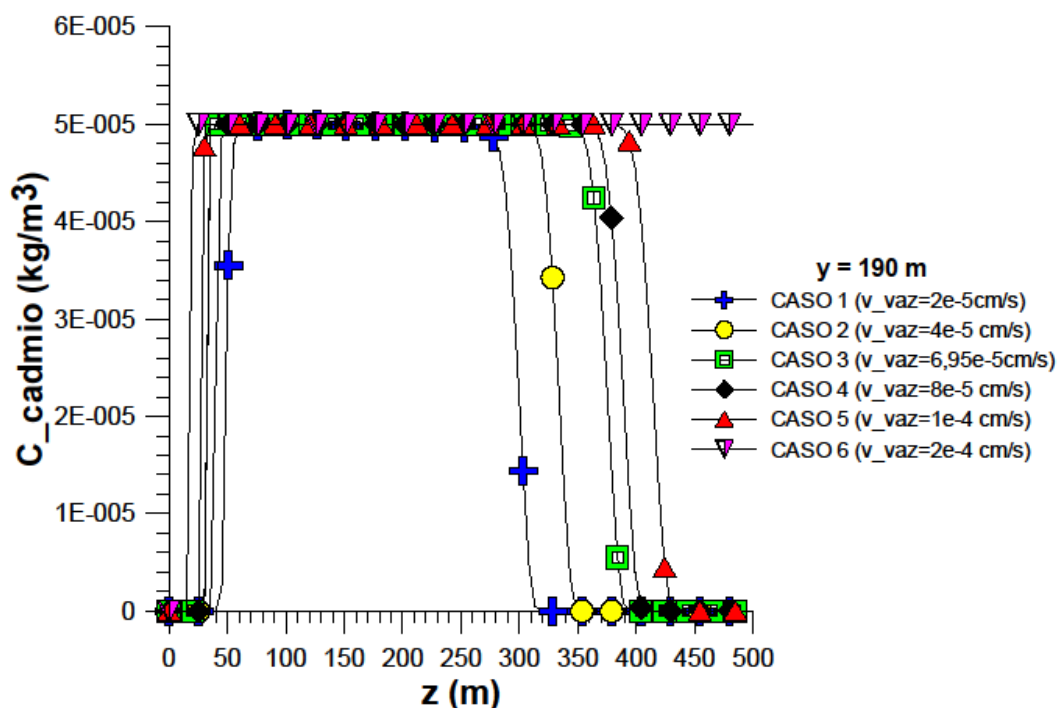
Figura 5.51 – Concentração de cádmio em função da coordenada y.



Ao longo de uma linha y constante e igual a 190 m, analisou-se a variação da concentração de cádmio com a coordenada z para cada caso, conforme mostrado na Figura 5.52. No Caso 1, a concentração de cádmio permanece nula de $z = 0$ até $z = 45$ m, sobe bruscamente até atingir a concentração máxima em $z = 61$ m, permanecendo constante neste valor até $z = 273$ m, depois diminui bruscamente até atingir novamente a concentração nula em $z = 318$ m. No Caso 2, a concentração de cádmio permanece nula de $z = 0$ até $z = 35$ m, sobe abruptamente até atingir a concentração máxima em $z = 45$ m, permanecendo constante neste valor até $z = 313$ m, depois diminui abruptamente até atingir novamente a concentração nula em $z = 348$ m. No Caso 3, a concentração de cádmio permanece nula de $z = 0$ até $z = 30$ m, sobe abruptamente até atingir a concentração máxima em $z = 40$ m, permanecendo constante neste valor até $z = 343$ m, depois diminui abruptamente até atingir novamente a concentração nula em $z = 389$ m. No Caso 4, a concentração de cádmio permanece nula de $z = 0$ até $z = 30$ m, sobe abruptamente até atingir a concentração máxima em $z = 35$ m, permanecendo constante neste valor até $z = 364$ m, depois diminui abruptamente até atingir novamente a concentração nula em $z = 404$ m.

No Caso 5, a concentração de cádmio permanece nula de $z = 0$ até $z = 25$ m, sobe abruptamente até atingir a concentração máxima em $z = 35$ m, permanecendo constante neste valor até $z = 384$ m, depois diminui abruptamente até atingir novamente a concentração nula em $z = 434$ m. O caso 6 apresenta um comportamento anômalo; apesar de sua concentração permanecer nula até cerca de $z = 15$ m, atingir o valor máximo para $z = 25$ m, permanece no valor máximo até $z = 500$ m, não apresentando o declínio na curva como os demais casos. Isso acontece porque a pluma atinge a fronteira à oeste do domínio para o tempo considerado de 34 anos, conforme ilustra a Figura 5.48f.

Figura 5.52 – Concentração de cádmio em função da coordenada z .

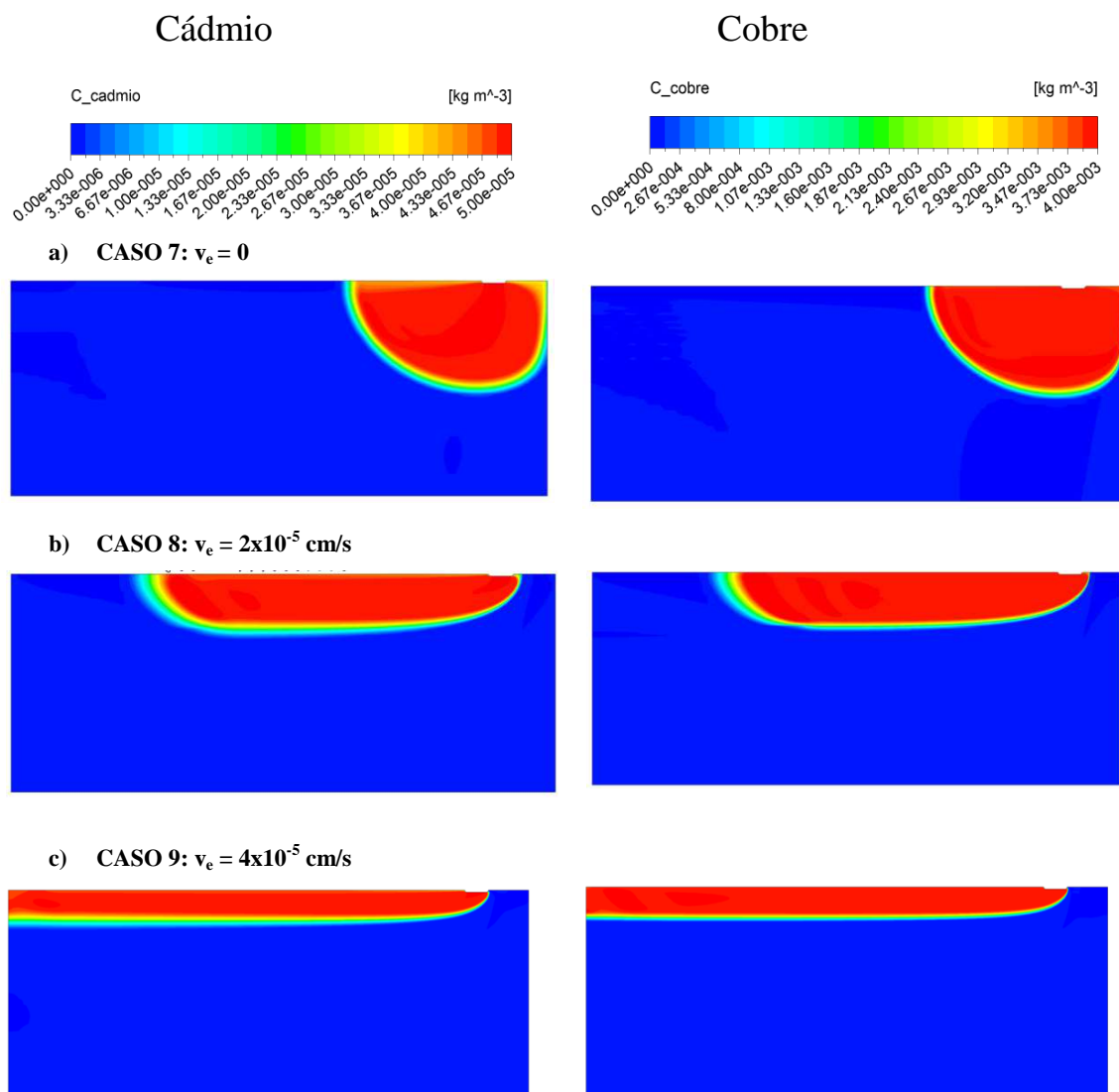


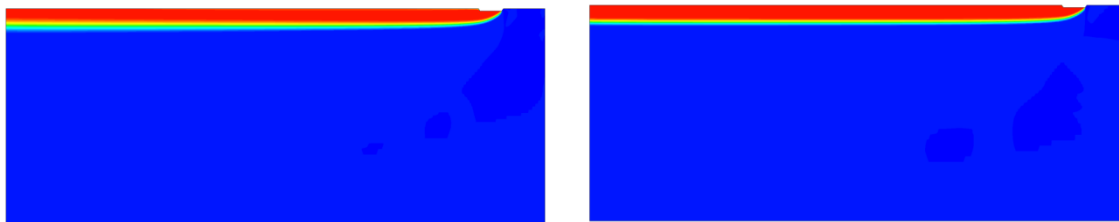
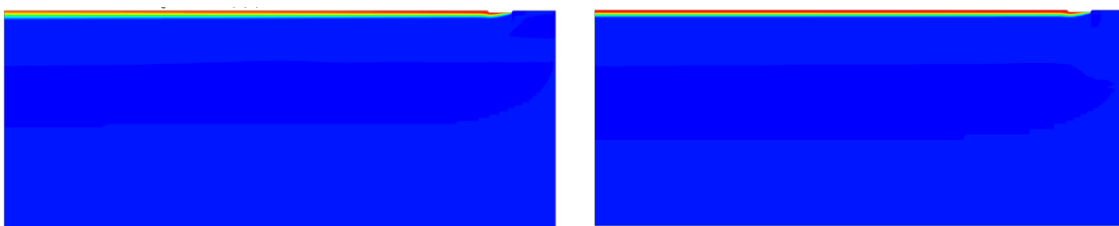
5.5 Casos 7 a 12 – Influência da velocidade de entrada lateral de água

Nos casos de 7 a 12 manteve-se a velocidade de vazamento constante (em $6,95 \times 10^{-5}$ cm/s) e variou-se a velocidade de entrada lateral de água, de 0 (Caso 7) a $3,2 \times 10^{-4}$ cm/s (Caso 12) para um tempo de 34 anos de vazamento, com o objetivo de verificar a influência da velocidade de entrada lateral de água sobre o comportamento da pluma.

Aqui se destaca o caso 7, com velocidade de entrada nula, de forma que a pluma alcançou sua profundidade máxima - cerca de 97 m - entre esta série de casos e apresentou uma forma semelhante com a observada em diversos autores (FAVERO *et al.*, 2007; VASCONCELOS, 2008; FRANKFURT, 2008). De acordo com a Figura 5.53, observa-se que a largura da pluma diminui conforme a velocidade de entrada lateral de água é aumentada, especialmente nos casos 9 a 12, de forma que o contaminante vai sendo carregado para a parte superior do domínio, tanto para o cádmio quanto para o cobre, indicando que a remediação deve ser feita ao longo de uma linha horizontal pouco profunda.

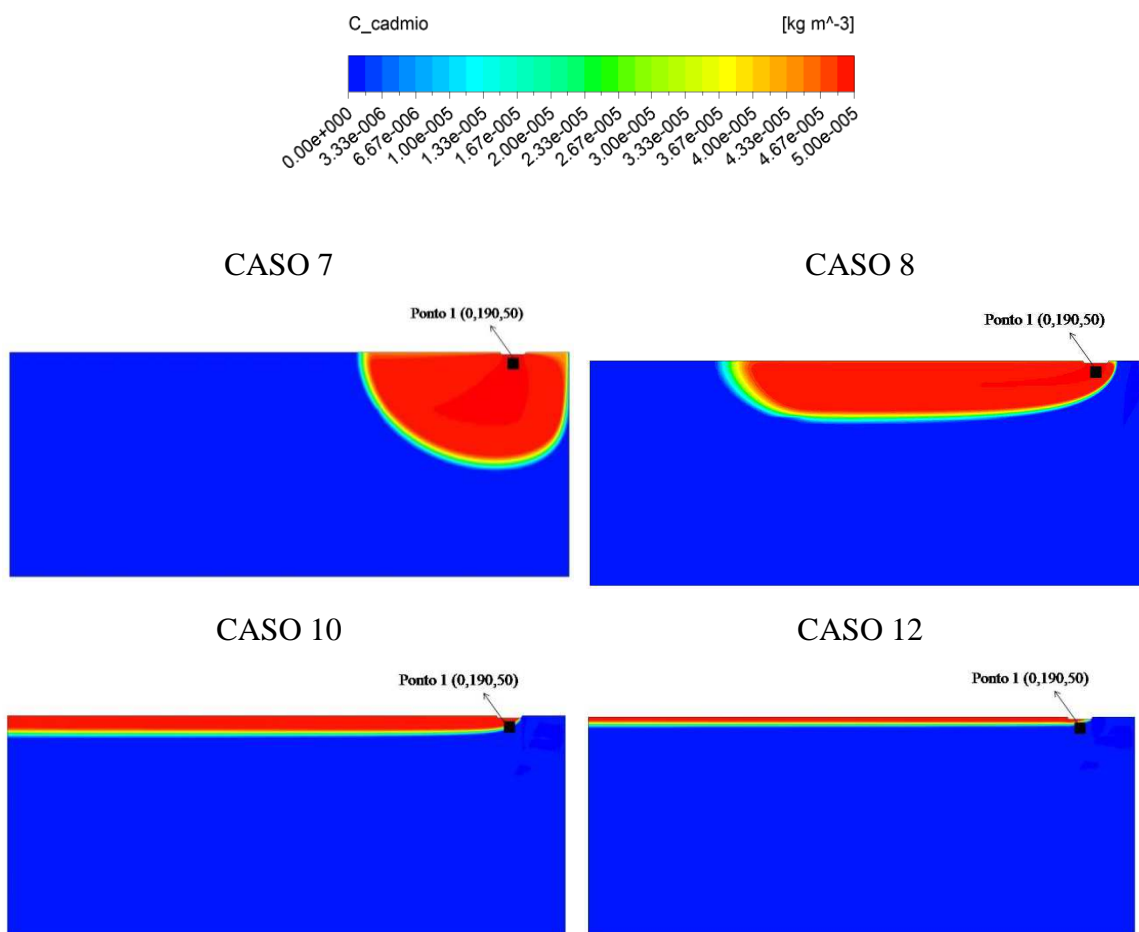
Figura 5.53 – Plumas de contaminação para o cádmio e o cobre para os casos de 7 a 12 para 34 anos de vazamento.



d) CASO 10: $v_e = 8 \times 10^{-5}$ cm/se) CASO 11: $v_e = 1,6 \times 10^{-4}$ cm/sf) CASO 12: $v_e = 3,2 \times 10^{-4}$ cm/s

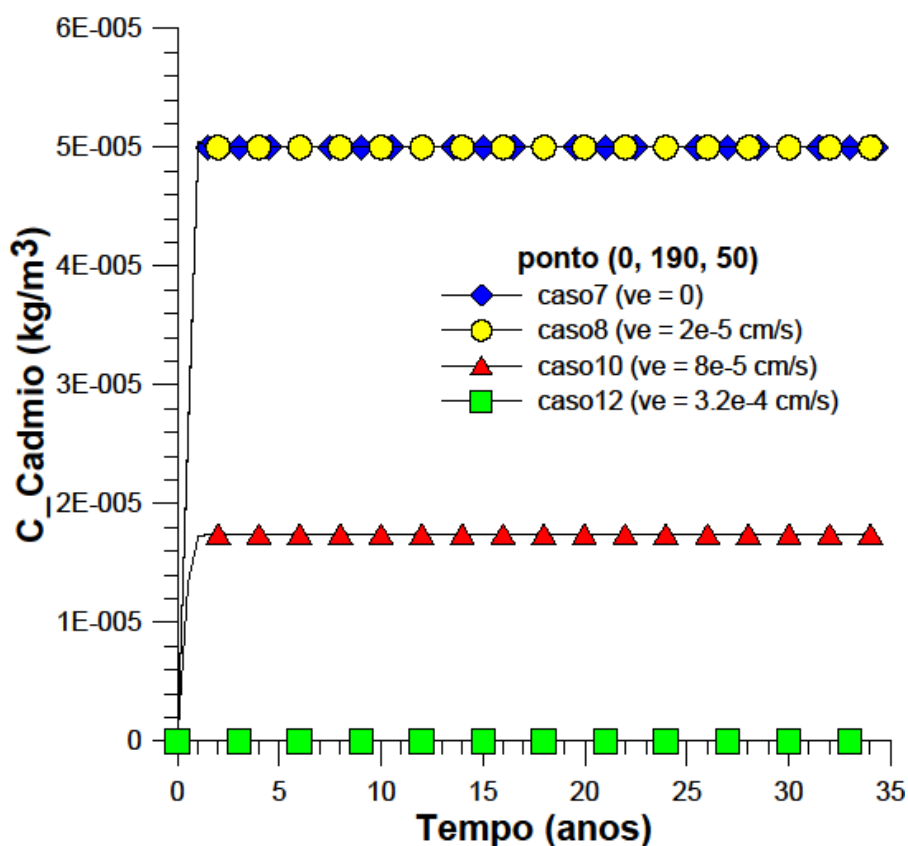
Com o objetivo de comparar alguns entre os casos mostrados acima, tomou-se como referência o ponto a 8 m abaixo da lagoa, de coordenadas (0, 190, 50) e plotaram-se os gráficos da concentração de cádmio e de cobre em função do tempo, de forma que se obteve o comportamento mostrado nas Figuras 5.55 e 5.57. Foram tomados casos considerados representativos (7, 8, 10 e 12), por sua pluma apresentar um comportamento diverso dos demais.

Figura 5.54 - Plumas de contaminação por cádmio referentes aos casos 7, 8, 10 e 12 com a localização do ponto 1, de coordenadas (0;190;50).



De acordo com o observado na Figura 5.55 pode-se dizer que: as curvas dos casos 7 e 8 sobrepõem-se: alcançam o pico de concentração de cádmio de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ em aproximadamente 1 ano e a partir daí permanecem constante durante todo o tempo analisado. A curva do caso 10 atinge a concentração máxima de $1,74 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ no tempo de aproximadamente 1 ano e meio, permanecendo constante pelo resto do tempo analisado. A curva do caso 12 permanece com a concentração nula durante todo o tempo, uma vez que o ponto considerado, de coordenadas (0;190;50) não é atingido pela pluma.

Figura 5.55 – Concentração de cádmio em função do tempo para um ponto comum aos casos 7, 8, 10 e 12.



Analisando-se a concentração de cobre com o tempo (Figura 5.57) e à semelhança do ocorrido com o cádmio, as curvas de concentração de cobre em função do tempo para os casos 7 e 8 sobrepõem-se: alcançam o pico de concentração de $0,004 \text{ kg/m}^3$ em cerca de 1 ano e a partir daí permanecem com este valor pelo resto do tempo considerado (34 anos). A curva do caso 10 atinge a concentração máxima de aproximadamente $0,0014 \text{ kg/m}^3$ em cerca de 1 ano e meio, permanecendo constante neste valor pelo resto do tempo considerado. A curva do caso 12 não é atingida pela pluma no ponto em análise (0;190;50), de forma que ela permanece com concentração nula.

Figura 5.56 – Plumas de contaminação por cobre referentes aos casos 7, 8, 10 e 12 com a localização do ponto 1, de coordenadas (0;190;50).

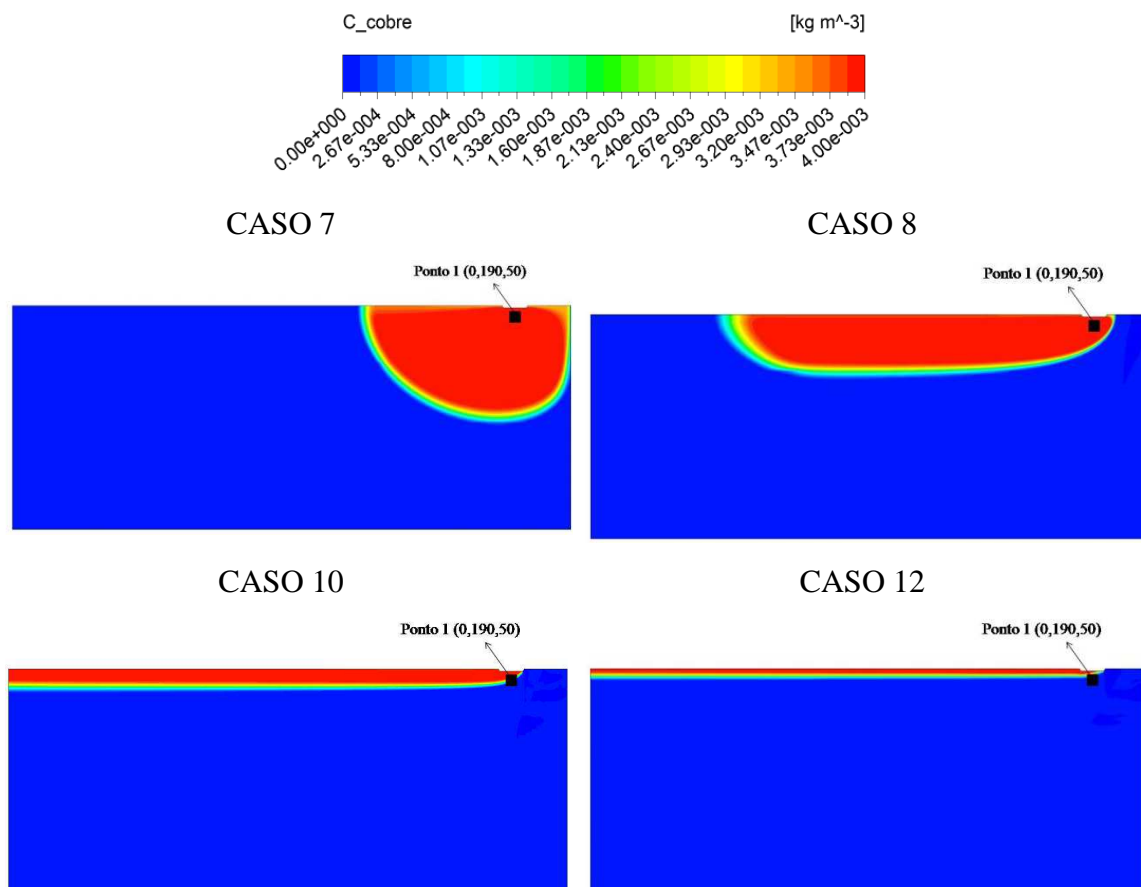
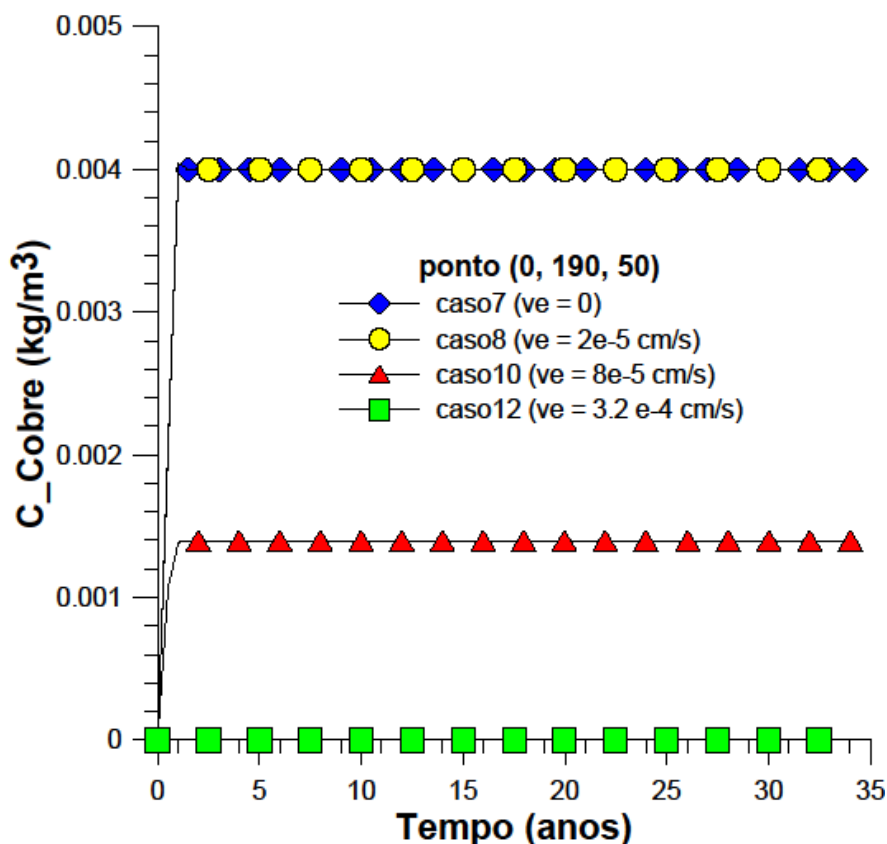
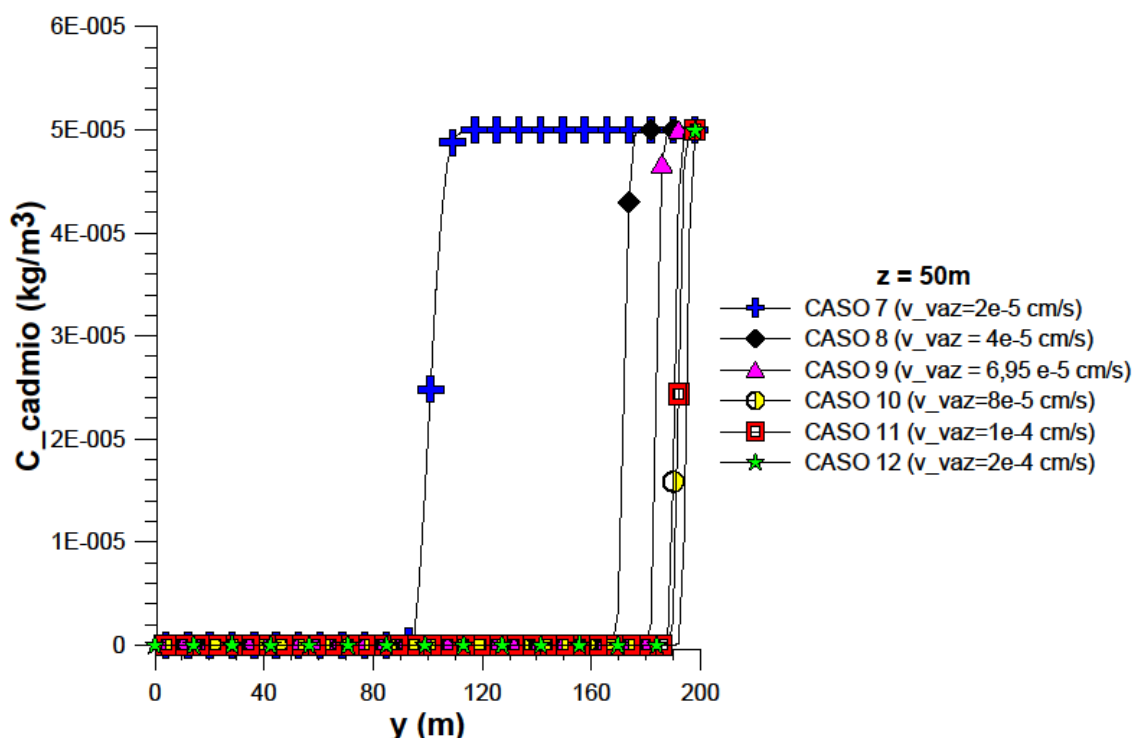


Figura 5.57 – Concentração de cobre em função do tempo para um ponto comum aos casos de 7, 8, 10 e 12.



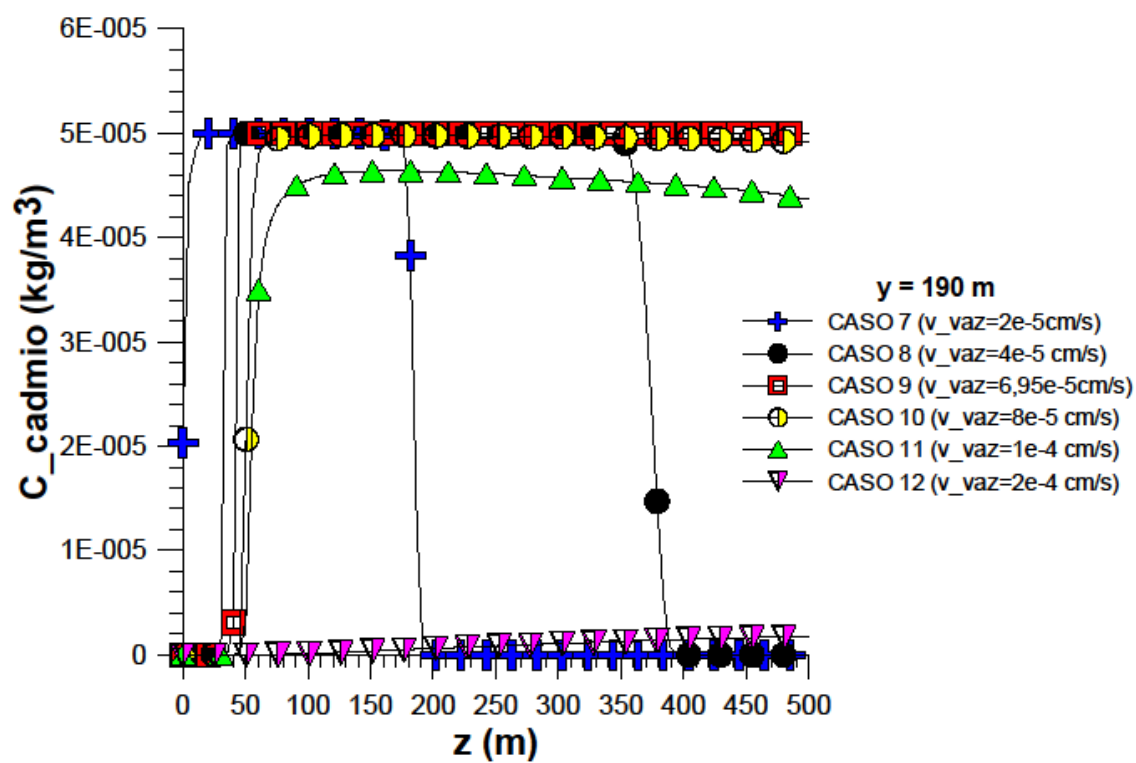
Analisando-se a concentração de cádmio ao longo de uma linha vertical que passa próximo ao vazamento ($z = 50 \text{ m}$), observa-se o comportamento dos casos 7 a 12 na Figura 5.58. A curva do Caso 7 permanece com a concentração nula até $y = 95 \text{ m}$, quando então aumenta abruptamente até atingir a concentração máxima de cádmio de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ em $y = 115 \text{ m}$ e permanece constante a partir daí. A curva do caso 8 permanece com a concentração nula até $y = 168 \text{ m}$, quando então aumenta abruptamente até atingir a concentração máxima de cádmio de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ em $y = 178 \text{ m}$ e permanece constante a partir daí. No caso 9, a concentração é nula até $y = 180 \text{ m}$, aumenta de modo abrupto e atinge o valor máximo ($5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$) em $y = 190 \text{ m}$. As curvas dos casos 10 e 11 sobrepõem-se: permanecem com a concentração nula até $y = 188 \text{ m}$, aumentam bruscamente e atingem o valor máximo de concentração ($5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$) em $y = 196 \text{ m}$. No caso 12, a concentração permanece nula até $y = 192 \text{ m}$, aumenta bruscamente e atinge aquela concentração máxima em $y = 198 \text{ m}$.

Figura 5.58 – Concentração de cádmio em função da coordenada y para os casos 7 a 12.



Analizou-se também o comportamento da concentração de cádmio com a coordenada z, conforme pode ser visto na Figura 5.59. Para tal, considerou-se em todos os casos a linha horizontal $y = 190$ m. No caso 7, a concentração inicial tem o valor de $2,04 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ em $z = 0$, atingindo o valor máximo de $5 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ em $z = 15$, permanece constante neste valor até $z \approx 162$, diminui até a concentração nula em $z = 192$, permanecendo assim até à fronteira oeste do domínio. No caso 8, a concentração é nula até $z = 30$, atinge o valor máximo em $z = 40$, permanece constante até $z = 348$ e volta a ser nula a partir de $z = 394$. No caso 9, a concentração é nula até $z = 35$, atinge o valor máximo em $z = 50$ e permanece assim até à fronteira oeste do domínio. No caso 10, a concentração é nula até $z = 40$, atinge o valor máximo em $z = 91$, ficando constante e neste valor a partir daí. No caso 11, a concentração é nula até $z = 45$, atinge o valor máximo de $4,64 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ em $z = 167$ e diminui suavemente até $C = 4,34 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$, permanecendo em torno deste valor até a fronteira oeste do domínio. O caso 12 é o que possui a pluma de menor alcance vertical; sua concentração permanece nula até cerca de $z = 283$ e há um aumento suave até $C = 1,75 \times 10^{-6} \text{ kg/m}^3$ para o final do domínio analisado.

Figura 5.59 – Concentração de cádmio em função da coordenada z para os casos 7 a 12.



6. CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos, pode-se concluir que:

- A modelagem matemática foi capaz de prever numericamente o avanço da pluma de contaminação para o vazamento de cádmio e cobre em uma lagoa de estabilização qualquer;
- A malha bidimensional estruturada representa muito bem o domínio de estudo, visto o enfoque ambiental necessitar de dados de concentração com a profundidade e com o alcance longitudinal;
- O alcance e a forma da pluma de contaminação dependem consideravelmente da velocidade de vazamento, da velocidade de entrada de água (infiltração natural) e do tempo de vazamento;
- O alcance e a forma da pluma de contaminação independem da malha;
- Os resultados obtidos servirão como referência para pesquisas posteriores, uma vez que são obtidos de forma rápida e eficiente;
- Logo nos três primeiros anos a pluma atingiu uma profundidade de 20 m e alcance longitudinal de 61 m, indicando a relevância do estudo, uma vez que o mesmo vai fornecer os subsídios para a remediação.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Diante dos resultados é pertinente dar sequencia a este trabalho de pesquisa com a investigação de alguns pontos relevantes, como:

- Transformar a entrada de contaminante na condição de contorno intitulada *vazamento* em uma entrada pontual;
- Realizar novas simulações variando-se os valores da concentração de cádmio e de cobre no ponto de vazamento;
- Realizar novas simulações variando-se os valores da porosidade e da permeabilidade do meio poroso;
- Implementar a adsorção de metais pelo solo;
- Realizar a simulação em uma geometria tridimensional.

8. REFERÊNCIAS

ABNT NBR 10004. Resíduos sólidos – Classificação. 71 páginas

Acerbi, J.M.C., Simulação numérica bidimensional do fluxo da franja de contaminação do solo em lagoas de tratamento de esgoto, VI Congresso Nacional de Engenharia Mecânica, Campina Grande, PB, Brasil (2010).

Agência Nacional de Águas - ANA, Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil, Brasília: ANA, 2013.

ANSYS CFX, Solver Theory Guide, ANSYS® Inc., Release 12.0, 2009.

Barbosa, R.M., Otero, O.M.F. Caracterização da pluma de poluição originada por depósito de lixo urbano, Geochimica Brasiliensis, vol. 13, n.1, p. 51-65, 1999.

Barker, J.F., Tessmann, J.S., Plotz, P.E., Reinhard, M. The organic geochemistry of a sanitary landfill leachate plume, Journal of Contaminant Hydrology, vol.1, p. 171-189, 1986

Barros, F.M., Martinez, M.A., Matos, A.T., Cecon, P.R., Moreira, D.A., Rosa, D.R.Q. Elementos químicos potencialmente tóxicos em diferentes níveis de vazão no Rio Turvo Sujo, MG, Brasil. Revista Ambiente&Água, An Interdisciplinary Journal of Applied Science, vol. 4, n.2, 2009.

Bear, J. Dynamics of fluids in porous media, Volume 1, 764p., 1972

Blessent, D, Jørgensen, P.R., Therrien, R. Comparing discrete fracture and continuum models to predict contaminant transport in fractured porous media, Groundwater, Vol. 52, n. 1 p. 84-95, 2014

Brauner, J.S., Widdowson, M.A., Numerical simulation of a natural attenuation experiment with a petroleum hydrocarbon NAPL source, *Ground Water*, vol. 39, n.6, p. 939-952, 2001.

Brito, F. V., Oliveira, A. S., Neves, H. C., Azevedo, J. A. T., Bhering, D. L., Reis, S. M., Machado, M. C.S., Azevedo, G. C., Carvalhaes, G. K. Estudo da Contaminação de Águas Subterrâneas por BTEX oriundas de postos de distribuição no Brasil, 3º Congresso Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento em Petróleo e Gás. Salvador- BA, 2005.

CETESB, Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo, Série Relatórios, Apêndice A, 2009.

Chen, Yen-Ju, Yeh, Hund-Der, Chang, Kai-Ju. A mathematical solution and analysis of contaminant transport in a radial two-zone confined aquifer, *Journal of Contaminant Hydrology* vol.138–139, p.75–82, 2012

Coelho, H.M.G., Simões, G.F. Lange, L.C., Ferreira, C.F.A. Estudo Preliminar da Contaminação por Metais Pesados na Área do Aterro de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Catas Altas – MG, V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO' 2003, Porto Alegre, RS. 2003.

Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2013. Agência Nacional de Águas - ANA. 432 p. Brasília – DF, 2013.

Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, Resolução nº 5, de 5 de agosto de 1993. Dispõe sobre o gerenciamento de resíduos sólidos gerados nos portos, aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm?codlegitipo=3&ano=1993>

Acessado em 17.05.2012.

Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, Resolução nº 357, de 18 de março de 2005. (Alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011. Complementada pela Resolução nº 393, de 2009). Disponível

em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459> Acessado em 05.09.2014.

Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620> Acessado em 04.09.2014.

Corseuil, H. X.; Schneider, M. R.; Rosário, M., Júnior, C. M. Solução Corretiva baseada no Risco (SCBR): Modelo Matemático de Tomada de Decisão para o Gerenciamento Ambiental de Águas Subterrâneas Contaminadas, XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, “Água Subterrânea para a Sociedade – Saúde, Irrigação e Desenvolvimento Econômico” 7 a 14 de novembro de 2006, Curitiba-PR.

Costa, P.O.S., Avaliação em laboratório, do transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe/BA, dissertação, Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (2002).

Delleur, J. The handbook of groundwater engineering, CRC Press LLC, Indiana, USA, p. 940.1999. https://books.google.com.br/books?id=UEmLNRdFq0C&pg=SA6-PA33&dq=Delleur,+J.+The+handbook+of+groundwater+engineering&hl=pt-BR&sa=X&ei=U7O_VOTwIdfCsASBu4DwDg&ved=0CBwQ6AEwAA#v=onepage&q=pollutants%20spatial%20distribution&f=false. E-book acessado em 21-01-2015, 11:17 h.

Favero, J. L.; Muniz, A. R.; Santos, R. P. B. Análise teórico-experimental da dispersão de poluentes líquidos em solos, Eng. Sanit. Ambient. v.12, n.4, p. 410-416, 2007.

Förstner, U., Wittmann, G.T.W., Metal Pollution in the Aquatic Environment, 2^a ed. Rev., Springer-Verlag, 1983.

Frankfurt, R., Simulação de transporte de massa de um soluto em meio poroso com auxílio do CFD (computer fluid dynamics), Dissertação, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo (2008).

Freire, C. C. ; Pereira, J. S. ; Ribeiro, M. M. R. ; Kirchheim, R. . A importância da gestão dos recursos hídricos subterrâneos. In: Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos, 1998, Gramado. Anais do Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos, 1998.

Günther, H., Poluição de solos. In: Philipi JR. A., Pelicioni M.C. Educação Ambiental e Sustentabilidade, São Paulo, Manole, p. 191. 2005.

Hunt, A.G., Skinner, T.E., Ewing, R.P., Ghanbarian-Alavijeh, B. Dispersion of solutes in porous media, The European Physical Journal B vol. 80, Issue 4, pp 411-432, 2011.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008, Ministério do Orçamento, Planejamento e Gestão, Ministério das Cidades, Rio de Janeiro, 2010

Lange, L. C., Simões, G.F., Ferreira, C. F.A., Santana, D.W.E.A., Garcia, L.N. Estudo comparativo de metodologias empregadas para a análise de Resíduos sólidos urbanos, 28º Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria e Ambiental, Cancún, México, 27 al 31 de octubre, 2002.

Leij, F.J., Toride, N. N3DADE: A computer program for evaluating non-equilibrium three-dimensional solute transport in porous media. Research report no. 143, U.S. Salinity Laboratory, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Riverside, California, 1997.

Lessa, M. P. F., Estudo do efeito da aplicação de um composto húmico de origem mineral sobre metais pesados presentes em lodo de esgoto, Dissertação, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2004.

Macintyre, W. G.; Stauffer T.B.; Antworth C.P.A comparison of sorption coefficients determined by batch, column, and box methods on a low organic carbon aquifer material. *Ground Water*.vol. 29. n. 6 p. 908-913. 1991.

Martins, C. P., Construção, instrumentação e monitoramento de um lisímetro in situ para avaliação da biodegradação de benzeno e tolueno em solo residual de gnaiss. Dissertação. Universidade Federal de Viçosa, 2010.

Motta, H.N., Estudo da cinética de crescimento de óxidos sobre metais. O caso do cádmio em meio alcalino, Tese, Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, 2005

Newell, C. J.; Farhat, S. K.; Adamson, D.T.; Looney B.B. Contaminant Plume Classification System Based on Mass Discharge, *Ground Water*, Vol. 49, No. 6, p. 914–919, 2011.

Nuvolari, Ariovaldo. Esgoto Sanitário : coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola, Edgard Blucher, São Paulo 2003

Pang, L., Close, M.E. Non-equilibrium transport of Cd in alluvial gravels, *Journal of Contaminant Hydrology*, vol.36, p. 185-206, 1999a.

Pang, L., Close, M.E. A field study of nonequilibrium and facilitated transport of Cd in an alluvial gravel aquifer, *Ground water*, vol. 37, n.5, p. 785-792, 1999.

Pang, L., Close, M.E., Flintoft, M. Attenuation and transport characteristics of cadmium, zinc and lead in selected New Zealand aquifer systems, *Journal of Hydrology*, vol. 43, n. 2, p. 95-110, 2004.

Petts, J., Eduljee, G., Environmental impact assessment for waste treatment and disposal facilities, John Wiley & Sons (1994).

Portaria nº518/2004 do Ministério da Saúde.

Portaria nº2914/2011 do Ministério da Saúde

Programa de Pesquisas em Saneamento Básico - PROSAB, Rede Cooperativa de Pesquisas. Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades. Armando Borges de Castilhos Júnior (coordenador). Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte, Florianópolis, SC 2003.

Reichardt, K. Processos de transferência no sistema solo-planta-atmosfera, Fundação Cargill, 1985.

Reid, R.C., Prausnitz, J.M., Poling, B.E. Properties of Gases and Liquids, 4ª ed., McGraw-Hill, 1987.

Rodrigues, S.; Duarte, A.C., Poluição do solo: revisão generalista dos principais problemas, In: Castro, A.; Duarte, A. Santos, T. O ambiente e a Saúde, Lisboa, Instituto Peaget, p. 136-176 (2003).

Sturchio, N.C., Hoaglund, J.R., Marroquin, R.J., Beloso Jr., A.D., Heraty, L.J., Bortz, S.E., Patterson, T.L. Isotopic mapping of groundwater perchlorate plumes, Ground Water, vol. 50, n. 1, p.94–102, 2012.

Trojakova, E.; Babusikova, J. Contaminant Transport in Partially Saturated Porous Media IN J. M. P. Q. Delgado et al. (eds), Numerical Analysis of Heat and Mass Transfer in Porous Media, Advanced Structured Materials 27, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2012.

Van Haandel, A.; Marais, G., O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicações para projetos e operação, Campina Grande, Epgraf, p. 472 (1999).

Vasconcelos, A. Transporte de contaminantes em meios porosos saturados e não-saturados. Estudo de caso: vazamento de gasolina. Mestrado profissional em engenharia geotécnica da Universidade Federal de Ouro Preto, 2008.

Wiesinieski, J. A. Estudo de mecanismos de retenção de espécies metálicas no sedimento das lagoas de decantação do aterro controlado do Botuquara. Dissertação. Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2009.

Wolfberg, A., Kahanovich, Y., Avron, M., Nissenbaum, A. Movement of heavy metals into a shallow aquifer by leakage from sewage oxidation ponds, *Water Research*, vol.14, p. 675-679, 1980.

Yu, Z.; Dong, W.; Young, M. H.; Li, Y.; Yang, T. On Evaluating Characteristics of the Solute Transport in the Arid Vadose Zone, *Groundwater*, Vol. 52, No. 1 p. 50-62, 2014.